



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA
(ILACVN)**

**CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – ECOLOGIA E
BIODIVERSIDADE**

**ANÁLISE COMPARATIVA DE PARÂMETROS
TRÓFICOS DO PLÂNCTON ENTRE LAGOAS DE
MATRIZES URBANAS E RURAIS**

RODRIGO CROVELLA SIMÕES

Foz do Iguaçu

2018



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA
(ILACVN)**

**CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – ECOLOGIA E
BIODIVERSIDADE**

**ANÁLISE COMPARATIVA DE PARÂMETROS
TRÓFICOS DO PLÂNCTON ENTRE LAGOAS DE
MATRIZES URBANAS E RURAIS**

RODRIGO CROVELLA SIMÕES

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade.

Orientador: Cleto Kaveski Peres (Doutor)

Foz do Iguaçu

2018

RODRIGO CROVELLA SIMÕES

**ANÁLISE COMPARATIVA DE PARÂMETROS TRÓFICOS DO PLÂNCTON
ENTRE LAGOAS DE MATRIZES URBANAS E RURAIS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida
e da Natureza da Universidade Federal da
Integração Latino-Americana, como requisito
parcial à obtenção do título de Bacharel em
Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Cleto Kaveski Peres

UNILA

Simone Frederigi Benassi

Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento

ITAIPU BINACIONAL

Richard Wilander Lambrecht

Mestre em Biodiversidade Vegetal e Meio ambiente

Instituto de Botânica de São Paulo

Foz do Iguaçu, _____ de _____ de _____.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço ao meu pai por sempre ter me incentivado e acreditado em mim. Certamente reconheço seu esforço e suor para que as coisas possam caminhar da melhor forma possível. Obrigado pai!

Agradeço aos meus familiares mais próximos, principalmente à minha falecida avó com quem tive a oportunidade de compartilhar bons momentos. Minha tia Nice que sempre esteve ao meu lado me apoiando, e a minha madrastra, que chamo carinhosamente de tia. Agradeço também aos outros membros familiares que de alguma maneira me incentivaram através de palavras e ações. A todos vocês, obrigado.

Agradeço às pessoas com quem convivi por todo esse tempo de universidade. Sem dúvida entrei uma pessoa e estou saindo outra. Acredito que conhecer e conviver com diversas pessoas, com diferentes formas de pensar e ser, me auxiliaram, mesmo que indiretamente, a ser uma versão melhor do que o “eu” anterior. Essa experiência que tive na graduação é impagável. Será lembrada até o último fôlego de vida.

Agradeço de forma especial ao Cleto. Que pessoa! Cleto, você vai além de um ótimo professor. Você consegue unir profissionalismo com irmandade, sem deixar com que uma sofra interferência da outra. Muito obrigado, e meus parabéns por ser assim. Não conheço muitos. Obrigado por ouvir meus desabafos, por sempre me auxiliar e orientar, e por me dar crédito. Sou muito grato aos professores do curso que se dedicam muito ao trabalho. Que amam o que fazem! O resultado só poderia ser um: um curso de excelência.

Agradeço o apoio dado pelo Richard ao longo de todo o TCC. Sem a ajuda dele eu não saberia nem por onde começar. Agradeço ao professor Michel Garey pela ajuda com os pontos de amostragem, ao Diego Tavares pela ajuda oferecida, ao Alejandro pelo auxílio com as referências, ao Denis, Marina, Mariana e a turma da ficologia que me ajudaram com as coletas e experimentos. Torço para que essa turma se fortaleça, cresça, e gere bastante conhecimento pra nossa sociedade.

Agradeço à Itaipu Binacional, em especial à Jussara que auxiliou com os equipamentos para as análises das amostras, à Simone por aceitar compor a banca de defesa, mesmo recebendo o convite em cima da hora, à Carol por ser a melhor supervisora que alguém poderia ter, e ao Maurício pelas boas risadas e pelo aprendizado no trabalho.

SIMÕES, R. C. **Análise comparativa de parâmetros tróficos do plâncton entre lagoas de matrizes urbanas e rurais**. 2018. 54 páginas. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade – Bacharelado) – Universidade Federal da Integração Latino - Americana, Foz do Iguaçu, 2018.

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo comparar os parâmetros tróficos do plâncton entre lagoas de matrizes urbanas e rurais. Para isto foram obtidas amostras de clorofila *a*, da biomassa planctônica total e do índice autotrófico da comunidade através da união de métodos de coleta de campo e laboratorial. Desta forma, buscou-se perceber variações ambientais importantes que podem estar associadas a práticas humanas, visto que determinadas práticas afetam os corpos d'água, assim como todo um ecossistema. Os parâmetros tróficos do plâncton e o Índice Autotrófico das lagoas podem ser indicativos da qualidade da água. Grandes concentrações planctônicas podem ser prejudiciais para outros organismos devido ao aumento de competição por nutrientes e oxigênio, através da liberação de toxinas como composto secundário, ou mesmo por fazer com que as condições ambientais se tornem desfavoráveis para a manutenção da vida. A princípio, as matrizes urbana e rural têm características de uso do solo diferenciadas, onde espera-se que o impacto por atividades antropogênicas sejam refletidas de alguma maneira na qualidade da água e na estrutura do plâncton. Os resultados obtidos indicam que a matriz mais heterotrófica foi a rural, enquanto que a matriz urbana apresentou maior concentração média de clorofila *a*, indicando uma condição menos heterotrófica do que a matriz rural. Os valores de clorofila *a* na matriz urbana estão bem acima do que os valores esperados para um corpo d'água oligotrófico. A partir dos parâmetros tróficos analisados conclui-se que a matriz urbana parece ser mais impactada com a presença de alta concentração de autótrofos no sistema, e que a matriz rural pode estar sofrendo com alta carga de nutrientes alóctones, levando em consideração seu alto Índice Autotrófico.

Palavras-chave: Plâncton, Lagoa, Matriz rural, Matriz Urbana, Parâmetros tróficos

SIMÕES, R. C. **Comparative assessment of plankton trophic parameters in urban and rural ponds**. 2018. 54 páginas. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade – Bacharelado) – Universidade Federal da Integração Latino - Americana, Foz do Iguaçu, 2018.

ABSTRACT

The present work aimed to compare the plankton trophic parameters between urban and rural landscapes. Community samples such: chlorophyll *a*, total planktonic biomass and autotrophic Index were obtained using a combination of field and laboratorial methods. Through this, important environmental variations could be analysed in order to identify possible associations with human practices, once certain practices affect the water bodies, likewise the entire ecosystem. The plankton trophic parameters and the autotrophic index of ponds can indicate the quality of the water. Huge planktonic concentrations may be harmful to other organisms due to nutrient and oxygen competition, through toxins as secondary compounds released into the water, or even changing the environmental conditions making it inappropriate for life. At first, urban and rural landscapes differ in soil usage, where impacts related to anthropogenic activities reflect in some extent in water quality and planktonic structure. The results suggest that the rural landscape were more heterotrophic, meanwhile the urban landscape showed higher chlorophyll *a* concentrations, being an indicative of a more autotrophic condition. The values of chlorophyll *a* in the urban landscape are much higher than what is expected in an oligotrophic water body. The analysed trophic parameters show that the urban landscape seems to suffer more impact because of the high concentrations of autotrophic organisms in the system and that the rural landscape could be suffering from high allochthone nutrient charges regarding its high autotrophic index.

Key words: Plankton, Pond, Rural Landscape, Urban Landscape, Trophic Parameters

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Cfa: Clima subtropical úmido

PR: Ponto Rural

PU: Ponto Urbano

HCl: Ácido clorídrico

MSLC: Massa seca livre de cinzas

IA: Índice Autotrófico

ORP: Potencial de óxi-redução

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Área de estudo: Municípios de Santa Terezinha de Itaipu e Foz do Iguaçu.....	20
Figura 2 - Fórmula para estimar clorofila <i>a</i> (corrigida da feofitina)	23
Figura 3 - Fórmula para massa seca livre de cinza (MSLC)	24
Figura 4 - Amostras filtradas de Massa Seca	50
Figura 5 - Pesagem das amostras de Massa Seca utilizando balança analítica	50
Figura 6 - Aparelho utilizado no processo de filtragem das amostras	51
Figura 7 – Frascos escuros para armazenar amostras de clorofila <i>a</i> em campo	51
Figura 8 – Tubos cobertos para as amostras de clorofila <i>a</i>	52
Figura 9 – Processo de resfriamento para extração da clorofila <i>a</i>	52
Figura 10 – Bandeja contendo as amostras de Massa Seca, mantidas em estufa a 105°C	53
Figura 11 – Espectrofotômetro utilizado para análise da concentração de clorofila <i>a</i>	53
Figura 12 - Processo de obtenção da MSLC das amostras através do uso de mufla a 500°C	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores obtidos para as variáveis utilizadas no teste de regressão linear múltipla para clorofila <i>a</i>	32
Tabela 2 - Valores referentes ao processo de obtenção da concentração de clorofila <i>a</i>	46
Tabela 3 – Resultado das pesagens para estimar MSLC	47
Tabela 4 – Valores de MSLC para cada ponto	48
Tabela 5 – Valores do Índice Autotrófico por ponto	49
Tabela 6 - Parâmetros químicos medidos em cada ponto de coleta	49

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Concentração de clorofila <i>a</i> em cada lagoa amostrada nas duas matrizes ambientais (PU= lagoas urbanas; PR= lagoas rurais) em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná	27
Gráfico 2 – Concentração de Clorofila <i>a</i> (média e desvio padrão) entre as duas matrizes ambientais (PU = Matriz Urbana; PR= Matriz Rural) em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná	28
Gráfico 3 – Valores observados para MSLC (Massa Seca Livre de Cinzas) em cada lagoa amostrada nas duas matrizes ambientais (PU = Matriz Urbana; PR= Matriz Rural) em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná.....	29
Gráfico 4 – Valores de MSLC (Massa Seca Livre de Cinzas, média e desvio padrão) entre as duas matrizes ambientais (PU = Matriz Urbana; PR = Matriz Rural) em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná	29
Gráfico 5 – Índice Autotrófico em cada lagoa amostrada nas duas matrizes ambientais (PU = Matriz Urbana; PR= Matriz Rural) em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná(no eixo Y, valores de IA/1000)	30
Gráfico 6 – Índice Autotrófico (média e desvio padrão) entre as duas matrizes ambientais (A = Matriz Urbana; B = Matriz Rural) em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná (no eixo Y, valores de IA/1000).....	31
Gráfico 7 – Relação entre Clorofila <i>a</i> e pH nas lagoas urbanas e rurais em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná	34
Gráfico 8 – Relação entre Clorofila <i>a</i> e Condutividade nas lagoas urbanas e rurais em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná.....	35
Gráfico 9 - Relação entre Clorofila <i>a</i> e ORP nas lagoas urbanas e rurais em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná.....	36

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 METODOLOGIA	19
2.1 ÁREA DE ESTUDO	19
2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	21
2.3 VARIÁVEIS ANALISADAS	22
2.4 TRATAMENTO DOS DADOS	24
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
3.1 CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA <i>a</i> E MSLC NAS MATRIZES URBANA E RURAL.....	25
3.2 QUANTIFICAÇÃO DA MSLC NAS MATRIZES URBANA E RURAL ...	28
3.3 ÍNDICE AUTOTRÓFICO	30
3.4 VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA EXPLICAÇÃO DOS PARÂMETROS TRÓFICOS DO PLÂNCTON.....	31
4 CONCLUSÃO	36
5 REFERÊNCIAS	37
6 ANEXOS	45
ANEXO A – Tabelas	46
ANEXO B – Figuras	50

1 INTRODUÇÃO

As características químicas, físicas e biológicas são parâmetros que refletem o grau de qualidade de ambientes aquáticos (KITSIOS, 2004). Essas características podem variar ao longo de um corpo hídrico e entre corpos hídricos, possibilitando a existência de complexidade e heterogeneidade ambiental (BARRELLA, 2002). A heterogeneidade ambiental em corpos d'água é um importante fator ecológico para a manutenção do ecossistema e consequentemente manutenção das espécies (JUNGWIRTH et al., 2000). Essas características próprias de corpos d'água auxiliaram na colonização, especialização e adaptação de organismos ao longo da história natural, constituindo, desta maneira, na estrutura de comunidades e populações específicas desses lugares (MOSS, 2007; YANG et al., 2015).

Práticas humanas são capazes de modificar a paisagem, podendo afetar, desta forma, a complexidade e heterogeneidade ambiental presentes nestes ecossistemas (MEYER et al., 1999; STRAYER et al., 2003). Consequentemente, conjuntos de espécies locais podem ser afetados pela diminuição da heterogeneidade e complexidade ambiental, visto que são influenciadas pela qualidade do ambiente (MONTGOMERY & MACDONALD, 2002). Os estressores ambientais, mais especificamente os provenientes de práticas agrícolas, e os ligados à expansão urbana, são capazes de modificar o ambiente, alterando a qualidade da água (KITSIOS, 2004; UNEP, 2016), resultando em possível modificação estrutural das populações e comunidades de espécies (QUINN, 2000). A questão é que nem sempre é simples observar a causa e o efeito de um estressor, visto que corpos d'água podem ser afetados por inúmeros distúrbios, podendo ocorrer interação entre esses distúrbios (GERGEL, 2002). Porém, certos impactos ambientais recorrentes de estressores provenientes da prática agrícola são reconhecidos, como a sedimentação, a contaminação por poluentes, a alteração hidrológica, o desflorestamento de áreas ripárias, e o enriquecimento de nutrientes nos corpos d'água (QUINN, 2000; KITSIOS, 2004; MATEO-SAGASTA et al., 2017). Em áreas urbanas, o cenário se repete. Os corpos d'água também sofrem com as atividades humanas, principalmente aquelas que envolvem despejo de água não tratada, destino incorreto de detergentes com fósforo em sua composição, e resíduos de óleo automotivo (OZDILEK et al., 2007).

Em relação ao processo de sedimentação resultante de práticas agrícolas que modifica o ambiente através do aumento da turbidez da água por material particulado, pode-

se dizer que há uma queda na produção primária, uma vez que a luz encontra maior dificuldade em alcançar camadas mais profundas na coluna d'água, possibilitando o efeito de *bottom-up* ao longo da teia alimentar (KITSIOS, 2004). Adicionalmente, o volume d'água também pode ser comprometido devido a deposição de partículas provenientes da sedimentação, alterando a paisagem e o ecossistema aquático (MATEO-SAGASTA et al., 2017). Além da condição trófica ocasionada pela sedimentação, e segundo a hipótese da cascata trófica proposta por Carpenter, Kitchell & Hodgson (1985), em uma cadeia trófica aquática, as variações de biomassa nos níveis tróficos mais altos influenciam na biomassa de níveis tróficos mais baixos, que é o caso do fitoplâncton. Dessa forma, o efeito de cima para baixo (ou "*top-down*"), pode impactar diretamente a biomassa fitoplanctônica através de predação por zooplâncton, ou pode ainda impactar indiretamente através do uso de recursos pelo zooplâncton, que torna estes recursos indisponíveis no ambiente (um efeito de baixo para cima, ou "*bottom-up*") (BENNDORF et al., 2002), porém no caso do fitoplâncton, este é principalmente controlado por recursos (de baixo para cima), do que por predação (de cima para baixo) (BENNDORF et al., 2002). Na presença de macrófitas, pode haver um efeito de baixo para cima, onde há competição por nitrogênio, e compostos alelopáticos liberados pelas macrófitas (DECLERCK et al., 2000). A produtividade primária também pode ser reduzida como consequência do grau de matéria particulada presente na coluna d'água e da capacidade de penetração de luz nesses ambientes (LAMPARELLI, 2004). Estudos sugerem que o aumento da densidade de fitoplâncton leva à diminuição da penetração da luz devido ao processo de sombreamento, o que restringe o aumento da biomassa fitoplanctônica, visto que a energia luminosa é utilizada para seu desenvolvimento, (LAMPARELLI, 2004; RANGEL et al., 2012).

O fitoplâncton é composto por algas e cianobactérias fotossintetizantes microscópicas, formando um grupo polifilético (HEDGES et al. 2001). Esse grupo é responsável por cerca da metade da produção primária do planeta Terra (KATZ et al. 2004). As Cianobactérias conseguem fixar nitrogênio atmosférico, aumentando a quantidade de nitrogênio na coluna d'água (FLORES 2008). Muitas espécies de fitoplâncton são capazes de produzir compostos tóxicos que comprometem a qualidade da água e os níveis tróficos mais altos (HUISMAN et al. 2005). Todos os organismos fitoplanctônicos são fotoautotróficos (RICHARDSON et al. 1983). A limitação gerada por uma questão de nutrientes pode diminuir a eficiência com que esses organismos captam a luz para realizar a fotossíntese, e aumentam a sensibilidade para a fotoinibição (YOUNG & BEARDALL, 2005). Quando a luz está limitada, organismos

fitoplanctônicos móveis podem ir em direção à luz, e podem fugir dela quando a luz age de forma inibitória, visto que a concentração de clorofila na célula diminui conforme aumenta a intensidade luminosa (FALKOWSKI, 1980; CLEGG et al., 2003).

A contaminação por poluentes provenientes do uso de agrotóxicos, como pesticidas, fungicidas e herbicidas aumentam os níveis de matéria orgânica e inorgânica. Por sua vez, esses compostos podem conter substâncias tóxicas que quando dispersas no ambiente impõem riscos a qualidade dos corpos d'água, e aos organismos que necessitam desse habitat para sobreviver (MATEO-SAGASTA et al., 2017). Os micropoluentes que compõem os agrotóxicos citados são tóxicos, e são provenientes de atividades humanas, podendo ser parte de composto orgânico ou mineral, podendo permanecer e acumular no ambiente. O glifosato, considerado um micropoluente, é aplicado principalmente para controle de ervas daninhas anuais e perenes (AMARANTE et al., 2002). Em animais, o glifosato pode ter efeito nas enzimas, impedindo suas funções normais (AMARANTE et al., 2002). A atrazina, também utilizada para controle de ervas daninhas, teve efeito observado no sistema reprodutor e hormonal de espécies animais (CARMO et al., 2013). A mortalidade de organismos consumidores tende a aumentar conforme aumentam os níveis de poluição no ambiente aquático, impactando desta forma a teia alimentar, e alterando, consequentemente, a estrutura da comunidade (SMEE, 2012). Esses fatores, muitas vezes associados às atividades humanas e tipo de uso do solo, impõem alterações aos corpos hídricos, sendo eventos que não fazem parte da variabilidade periódica natural, ou esperada, dos ambientes aquáticos. Estas modificações podem atuar na estruturação da comunidade, uma vez que as espécies podem não ter tempo para se adaptarem ou serem tolerantes as variações impostas a elas (RAMP, 200-?). Isso porque, com o “*input*” contínuo de poluentes pode ocorrer homogeneização do ambiente, na qual pode levar a extinção de espécies, ao passo em que há dominância de alguma determinada espécie no ambiente, e por ocasião, homogeneização da biota devido ao isolamento populacional e de comunidades como consequência da modificação de parâmetros necessários para a sobrevivência de muitas espécies. (CROOKS & SANJAYAN, 2006). Práticas que influenciam a reestruturação da biota e homogeneização ambiental, como a redução ou eliminação da mata ripária, também geram efeitos na abundância e riqueza de espécies, pois é esperado aumento e estabilização da temperatura, e aumento na quantidade de luz penetrante em decorrência da diminuição da cobertura vegetal (LIMA, 1989.). Outros efeitos, tais quais: maior possibilidade de erosão, aumento da concentração de contaminantes,

redução na retenção de sedimentos, diminuição na retenção de matéria orgânica bentônica, entre outros fatores, estão relacionados à modificações ecossistêmicas (LIMA, 1989).

De acordo com Durigon et al. (2012), a poluição em ambientes aquáticos não ocorre apenas pontualmente, mas possui a capacidade de se estender ao longo do curso das bacias hidrográficas e consequentemente ao longo de seus corpos hídricos associados, visto que as características presentes em um corpo hídrico são reflexos das características encontradas em suas respectivas bacias de drenagem (PIRES et al., 2002). Por conta disso as bacias hidrográficas também são relevantes para a análise do ciclo hidrológico e o estudo de impacto ambiental, pois alterações das características do sistema de drenagem podem ser refletidas em corpos hídricos associados devido a dispersão de contaminantes no ambiente aquático (PIRES et al., 2002).

A discussão acerca da modificação de parâmetros ditos naturais, e seus efeitos através do uso do solo por práticas humanas, se faz importante por estar intimamente relacionada com a homogeneização ambiental em um período visto como o sexto evento de extinção em massa da história da terra (BARNOSKY et al., 2011). A perda da biodiversidade está sendo maior na era Antropocêntrica, quando comparada com a taxa de extinção de espécies anterior ao homem (DIRZO et al. 2014). Ceballos et al. (2015) reafirma que as taxas de extinção estão aumentando e apontando para o sexto grande evento de extinção a ocorrer no planeta, caso essa taxa elevada venha a se manter. Para Magurran (2010), citando as palavras de Charles Elton em seu livro “The Ecology of Invasions by Animals and Plants”, a biodiversidade deveria ser preservada pelo simples fato das espécies terem o direito a existência, fazendo com que qualquer ato contra esse direito seja visto como equivocado. Além da importância para a boa funcionalidade ecossistêmica, as espécies também representam valores estéticos e econômicos ao homem, onde sua existência está relacionada ao bem-estar e desenvolvimento da humanidade. Ainda um terceiro motivo para a preservação das espécies através de bom uso dos recursos e conservação do meio ambiente, é devido aos serviços ecossistêmicos imprescindíveis para a vida humana. Neste sentido, se faz necessário o esforço em estudar áreas com potencial para sofrer impactos ocasionados por atividades humanas. Os ambientes aquáticos continentais têm potencial para sofrer impactos como descrito anteriormente, visto que abrigam em torno de 10% de todas as espécies conhecidas do planeta (STRAYER & DUDGEON, 2010). Caso os organismos tolerem as variações impostas, há persistência no

ambiente, todavia caso as variações se encontrem em uma faixa além daquelas toleradas, os organismos se extinguem (STANCHEVA & SHEATH, 2016).

As algas respondem de forma direta à variações na qualidade da água, por enriquecimento de nutrientes, pH, salinidade, poluição e herbicidas. A entrada excessiva de nutrientes, principalmente através do destino incorreto do esgoto muitas vezes associado à precarização ou ausência de saneamento básico, é fonte de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, e podem favorecer e acelerar o processo de eutrofização de corpos d'água, resultando não apenas em problemas ambientais, mas também em problemas para a economia, onde é possível observar uma correlação entre a eutrofização e os gastos para remediação do problema, visto que há um desequilíbrio na qualidade da água (ROCHA et al. 1997; PRETTY et al., 2002). O processo de eutrofização pode ser natural, quando ocorre a entrada de nutrientes por processos naturais ao longo do tempo, ou de origem antropogênica, através das atividades humanas que aceleram a entrada desses compostos no corpo d'água (VADINEANU et al., 1999; MENETREY et al., 2005). Como exemplo de eutrofização através de processos naturais pode-se citar a intemperização de rochas e solos, deposição atmosférica e decomposição de matéria orgânica (USGS, 1999). A entrada no ambiente aquático geralmente ocorre por escoamento superficial, precipitação direta e através de lençóis freáticos. Os nutrientes de origem antropogênica podem ser pontuais ou não pontuais, provenientes de atividades agrícolas, industriais e descarga de esgotos, esse último ocorrendo majoritariamente em áreas urbanas (USGS, 1999). O escoamento de esgotos não tratados contribuem para a entrada de coliformes fecais, nitrogênio, aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e surfactantes ricos em fósforo. A presença destes fatores somados ao tempo de exposição dos ambientes, podem ser utilizados como indicadores do grau de trofia dos corpos d'água (LAMPARELLI, 2004). Para que um corpo d'água possa ser considerado eutrofizado, é necessária uma comparação com seu estado anterior ou com um outro corpo d'água de referência (ROUGÉ et al., 2013). As definições: oligotrófico, mesotrófico e eutrófico são termos amplamente utilizados para definir o grau de eutrofização (ou estado trófico) de um corpo d'água, onde um ambiente oligotrófico seria aquele com concentrações baixas de nutrientes, assim como baixa produtividade primária. Por outro lado, um ambiente eutrófico é aquele cuja carga de nutrientes está em excesso, assim como alta produtividade primária encontrada no local. Um ambiente mesotrófico estaria em um estado entre oligotrófico e eutrófico, tendo entrada de nutriente e produção primária moderados (MASON, 1998). A OECD (*Organization for Economic Cooperation and Development*), por meio de

um estudo publicado em 1982, adicionou mais dois graus de eutrofização aos ambientes, classificando-os como ultraoligotróficos ou hipereutróficos, dependendo dos seus limites máximos e mínimos de parâmetros associados à eutrofização. Para Mason (1998), entre os variados efeitos envolvendo a eutrofização, podem ser destacados: aumento da turbidez do corpo d'água ocasionado pelo aumento da taxa de sedimentação que está intimamente relacionado com a quantidade elevada de matéria orgânica difusa, que por sua vez pode viabilizar o desenvolvimento de condição anóxica, e consequentemente perda de espécies com modificação da biota dominante. A concentração de fósforo na água depende da concentração de substâncias orgânicas, temperatura e intensidade da atividade bacteriana. A água que não é tratada e com alta carga de matéria orgânica aumenta o nível de fósforo, aumentando o risco de eutrofização. Há duas formas principais de contaminação pela entrada excessiva de fósforo: despejo indevido de água com surfactantes e substâncias orgânicas, e criação de gado (ARNALDOS & PAGILLA, 2010; QIN et al., 2015). Por este motivo, é importante estimar a concentração de fósforo nos ambientes aquáticos, pois a sua disponibilidade em excesso está associada à altas taxas de produtividade primária por ser um fator limitante, em boa parte dos casos, ao agir como um regulador da produtividade do sistema (LAMPARELLI, 2004). Para avaliar a qualidade da água em relação ao enriquecimento por nutrientes, Carlson (1977), utilizou métodos como o Disco de Secchi, clorofila *a*, e fósforo total. Com a relação destas medidas é possível obter o Índice de Estado Trófico (IET). Com isto é possível avaliar a qualidade da água em relação à transparência e turbidez do ambiente. Esse método precisou de adequação aos ambientes subtropicais e foi modificado por Toledo *et al.* (1983). A clorofila *a* é um pigmento fotossintetizante que pode ser encontrada em todas as algas e cianobactérias (DIPIN, 2003). É utilizada como índice de biomassa, auxiliando no processo para estimar a abundância e produtividade do fitoplâncton (BRÖNNMARK & HANSSON, 2005). Por esta razão, a clorofila *a* é o pigmento escolhido, dentre os outros pigmentos (*b*, *c*, e *d*), para estimar a biomassa. Contudo ela pode corresponder de 0,1 a 9,7% do peso das algas (LAMPARELLI, 2004). Segundo Brönmark & Hansson (2005), a clorofila *a* corresponde entre 2% e 5% do peso da massa seca da célula algal. Outra limitação decorrente do uso da clorofila *a* é que diferentes espécies podem ter diferentes concentrações do pigmento, para a mesma biomassa (LAMPARELLI, 2004). A quantidade de clorofila *a* tem relação com o volume da célula, ou seja, quanto maior a célula, maior o número deste pigmento fotossintetizante (REYNOLDS, 2006). Sua absorção ocorre numa faixa de 750 nm e 663 nm do espectro luminoso, sendo a maior contribuidora para a

transformação de dióxido de carbono e água em oxigênio e açúcar ao utilizar a luz do sol como fonte de energia (BRÖNNMARK & HANSSON, 2005). Em um trabalho de Thomaz (2000), demonstrou-se que os valores de clorofila *a* nem sempre refletem a transparência de forma linear, e os valores mais altos para fósforo total foram aqueles onde os corpos d'água se encontravam menos transparentes como resultado à um aumento da concentração de material particulado de origem alóctone.

Além do fósforo, há também a presença de nitrogênio em sua forma orgânica, seja ele dissolvido ou particulado, e inorgânico na forma de íons amônio, nitrito e nitrato (USGS, 2002). As espécies de cianobactérias presentes em ecossistemas aquáticos podem fixar nitrogênio atmosférico, quando há presença de luz e oxigênio, resultando em maior gasto energético para o organismo (FLORES, 2008; WETZEL, 2001), do que quando o nitrogênio se encontra na forma de amônio, devido a sua mais fácil assimilação, sendo assim mais utilizada pelo fitoplâncton (LAMPARELLI, 2004). Quando em condições aeróbicas, as bactérias podem catalisar a oxidação do amônio convertendo-a a nitrito, e posteriormente a nitrato, processo chamado de nitrificação. Quando o oxigênio dissolvido é limitante, esses organismo podem converter o nitrato a nitrogênio atmosférico, processo chamado de denitrificação, ou de nitrito a amônio, processo chamado de redução do nitrogênio (LAMPARELLI, 2004).

As lagoas são ambientes lênticos (HASSALL, 2014). Na década de 90 foi proposta uma definição para lagoas como sendo corpos d'água que tenham entre 1m² e 2 hectares em área, na qual pode ser permanente ou sazonal, podendo ser natural ou artificial (BIGGS et al., 2005). Porém esta não é uma definição adotada universalmente (HASSALL, 2014). As lagoas são, em sua maioria, corpos d'água menores que rios e lagos, por exemplo, e devido a este fator, refletem mais as variações físicas e químicas ocasionadas pela entrada de substâncias que acabam por integrar o reservatório, do que comparado com outros corpos hídricos maiores, visto que nestes corpos hídricos maiores, as substâncias tendem a ser mais difusas (BIGGS et al., 2005). As lagoas por possuírem menor volume acabam sendo mais vulneráveis aos poluentes que adentram esses corpos, e com isso tendem a sofrer maiores impactos (BIGGS et al., 2005; DAVIES, 2005). Com a falta de vegetação nas margens da maioria das lagoas e seu característico volume reduzido, os poluentes tendem a entrar com mais facilidade, onde permanecem mais concentrados do que quando comparados com outros corpos d'água maiores, onde existem fatores que funcionam como mitigadores da poluição

(como a vegetação ripária), impedindo que parte dos poluentes adentrem esses corpos d'água (DAVIES, 2005). Devido ao maior volume, essas substâncias são diluídas e dispersas mais facilmente (BIGGS et al., 2005; DAVIES, 2005). Entretanto, lagoas preservadas tendem a ser de melhor qualidade do que outros corpos d'água maiores, visto que devido ao seu tamanho reduzido a exposição à poluentes que ocorrem em outros locais é minimizado. Já rios, lagos e riachos possuem maior extensão e consequentemente têm maior chance de estarem próximos de fontes poluentes que acabam por adentrar nestes corpos d'água (DAVIES, 2005). Por este motivo, mesmo em áreas degradadas, se uma lagoa é preservada, então ainda é possível que reflita um ótimo estado ambiental (DAVIES, 2005). As lagoas geralmente não possuem grande diversidade de espécies quando comparado a outros ambientes, contudo a variedade de fatores bióticos e abióticos presentes nesses ambientes fazem com que sejam habitats muito heterogêneos, estimulando a diversidade beta (β) e gama (γ) (WILLIAMS et al., 2004; DAVIES et al., 2008). As lagoas são ambientes propícios para encontrar populações de fitoplâncton, pois geralmente são mais encontradas em ambientes lênticos por precisar de ambientes de água lenta ou parada, visto que o fluxo de água em ambientes lóticos carrega esses organismos ao longo do corpo d'água (HUTCHINSON, 1967). A liberação e entrada de nutrientes por decomposição, ou introdução alóctone aumentam a condutividade da lagoa (DUTTA GUPTA et al., 2004), e há uma relação entre valores altos de pH e alta densidade populacional fitoplanctônica (MOITRA & BHATTACHARJYA, 1965). Os baixos valores de fosfato na lagoa está relacionado com altas temperaturas, visto que o fosfato é assimilado de forma rápida pelo plâncton (MANNA & DAS, 2004). Altas concentrações de nutrientes e temperatura alta estimulam o crescimento do fitoplâncton, que eventualmente reduzem a quantidade de nutriente disponível devido a sua proliferação (AXINTE et al., 2015). A “Lei do Mínimo”, proposta por Liebig, diz que a produção de um organismo é determinada pela abundância da substância que estiver presente no ambiente na menor quantidade relativa a sua necessidade (WETZEL, 1983). Porém, não apenas a quantidade de determinada substância gera influência sobre a produção, mas também a presença ou ausência de competição, como por exemplo a competição por luz e nutrientes com outros organismos, como é o caso da competição entre o fitoplâncton e o perifíton (FERMINO et al., 2011). Contudo, existem trabalhos que apontam para o armazenamento de nutrientes quando são abundantes no ambiente, sendo, desta forma, utilizados posteriormente quando há falta deste nutriente pelas algas, evitando desta maneira a competição (CHORUS & BARTRAM, 1999).

Diante do exposto acima e considerando as distintas variações que os fatores regionais impõem, estudos em diferentes regiões podem contribuir para o conhecimento da dinâmica desses processos, pois as atividades humanas que modificam o habitat natural transformando-as em áreas para atividade rural ou de uso urbano, têm impactado ambientes aquáticos, incluindo as lagoas, modificando suas características e limitando seu uso como recurso para o homem e como habitat para muitas espécies (SALA et al., 2000; GUPTA & DESHPANDE, 2004). A conservação de lagoas é um tema ainda pouco abordado, porém seu uso sustentável é de suma importância para comunidades rurais e urbanas (PARK & PARK, 2005). De acordo com Seto e colaboradores (2012), a urbanização tende a crescer cerca de 185% entre os anos 2000 à 2030. São várias as abordagens necessárias para que seja possível tentar compreender os aspectos capazes de modificar um ambiente aquático e suas consequências para a vida que ali habita.

Desta forma, a proposta deste trabalho foi comparar lagoas de matrizes urbanas e rurais em relação aos parâmetros tróficos do plâncton: a. clorofila *a*; b. biomassa planctônica total; c. índice autotrófico da comunidade.

2 METODOLOGIA

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em lagoas localizadas em regiões urbanas e rurais dos municípios de Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu (Figura 1), na região Oeste do estado do Paraná.

O município de Foz do Iguaçu se encontra nas coordenadas geográficas de 25° 32' 52" na Latitude Sul, e 54° 35' 17" na Longitude Oeste de Greenwich. O município de Santa Terezinha de Itaipu se encontra nas coordenadas geográficas de 25° 21' 44" na Latitude Sul, e 54° 29' 17" na Longitude Oeste. Em conjunto correspondem a uma área aproximada de 877 km².

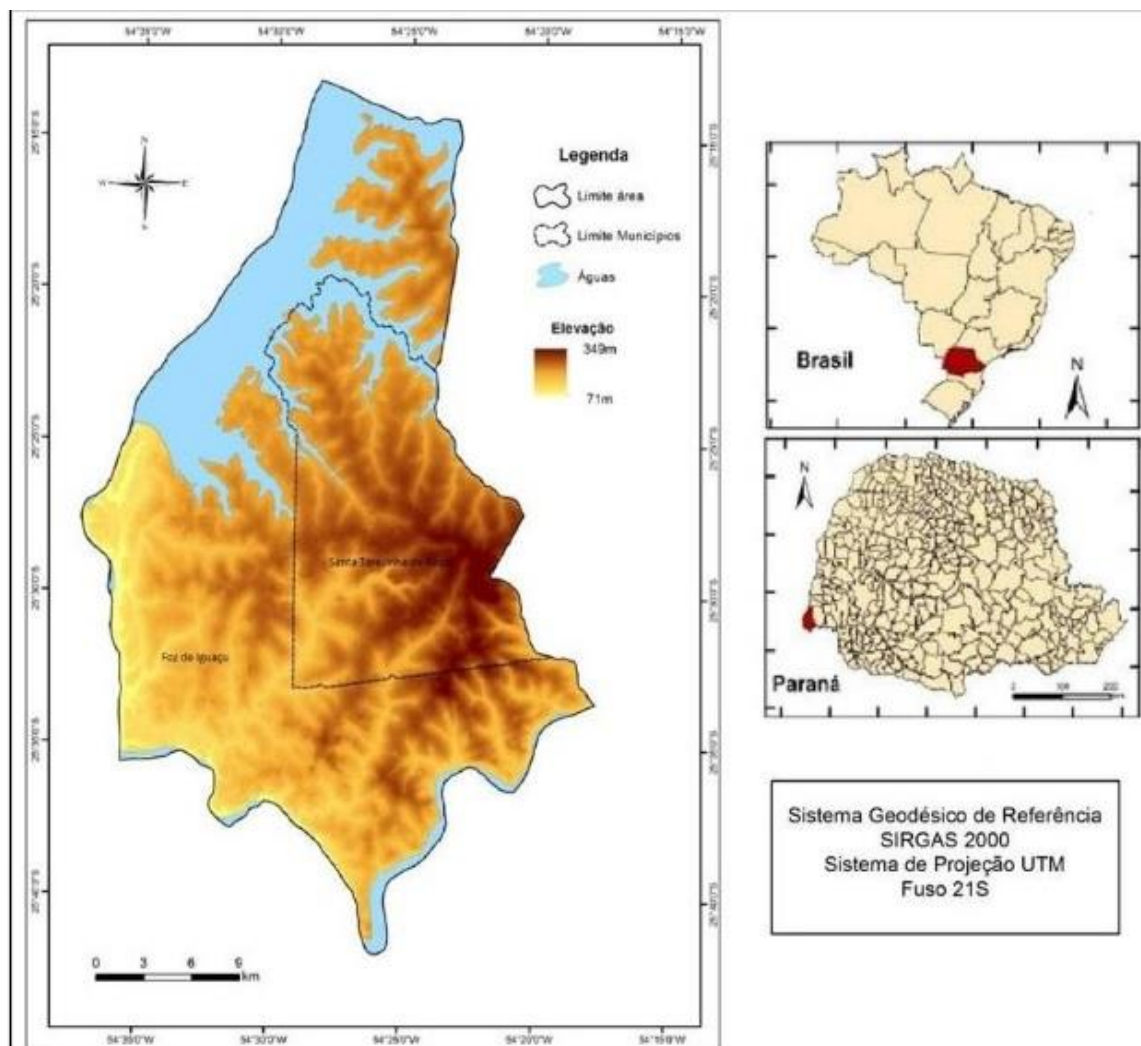


Figura 1. Área de estudo: Municípios de Santa Terezinha de Itaipu e Foz do Iguaçu (Fonte: OLIVEIRA, 2016).

Os municípios de Foz do Iguaçu e de Santa Terezinha de Itaipu são limitados pelos rios Paraná e Iguaçu, os dois maiores do estado. Os afluentes destes dois rios formam um sistema de drenagem natural. As altitudes dos dois municípios variam em cerca de 100 metros na região do Marco das Três Fronteiras, em Foz do Iguaçu, a 285 metros ao longo da BR 277. O clima predominante na região segundo a classificação do Sistema Internacional de Köppen é do tipo Cfa, subtropical úmido, ou mesotérmico, com chuvas bem distribuídas e temperaturas moderadas durante o ano, com um verão quente, com temperaturas médias no inverno abaixo de 15°C e no verão apresentando máximas maiores que 25°C (MELO, 2006).

Estudos realizados através da análise do uso do solo indicam que cerca de 61,35% da área da bacia hidrográfica da região já está sendo usada para o cultivo intensivo de grãos (OLIVEIRA et al., 2012).

2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Neste estudo foram realizadas amostragens dos parâmetros tróficos do fitoplâncton, *in situ*, em 20 lagoas localizadas nos municípios de Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, no oeste do estado do Paraná. O experimento baseou-se em dois tratamentos, um contendo 10 amostras de lagoas de matriz rural, e o outro tratamento contendo 10 amostras de lagoas de matriz urbana, com o intuito de analisar as possíveis diferenças e/ou semelhanças dos parâmetros tróficos do fitoplâncton entre esses dois tratamentos.

A coleta foi realizada em um curto período de dois dias (16/10/2018 e 17/10/2018), devido ao tempo restrito disponível para amostragem em campo, impossibilitando a padronização dos horários de coleta e das condições climáticas. A padronização seria o cenário de amostragem ideal, pois o período do dia pode exercer influência no comportamento de deslocamento do fitoplâncton na coluna d'água devido às variações na intensidade luminosa ao longo do dia (CLEGG et al., 2003). A coleta do primeiro dia de campo foi feita às 8:40, e a última coleta deste dia foi realizada às 17:40, com sol ao longo do dia e chuva nas últimas 24 horas. No segundo dia de amostragem, a primeira coleta foi feita às 9:00, e a última coleta foi realizada às 17:49, com chuva no decorrer do dia. No primeiro dia de coleta, foram amostrados os pontos rurais (PR), enquanto que no segundo dia foram amostrados os pontos urbanos (PU). A comunidade foi amostrada e teve alíquotas subdivididas para: Clorofila a, MSLC, Densidade (não incluída no presente trabalho) e Taxonomia (não incluída no trabalho). Todos os frascos eram devidamente etiquetados com a sigla da matriz, número do ponto e tipo de amostra contida no frasco.

Todas as 20 lagoas amostradas não tinham mata ripária que pudesse fazer sombra no corpo d'água. As lagoas amostradas foram indicadas a partir de um trabalho paralelo com anuros (GAREY, *comunicação pessoal*).

2.3 VARIÁVEIS ANALISADAS

Temperatura, pH, condutividade elétrica, turbidez, potencial de oxido-redução, oxigênio dissolvido e sólidos totais, foram as variáveis abióticas medidas *in situ* utilizando a sonda multiparâmetros, Horiba. Para estimar a transparência também foi utilizado o disco de Secchi (WETZEL, 1983).

Para a análise da clorofila *a* foram utilizados frascos escuros. Em todos os casos, a coleta era feita inclinando o frasco na superfície da lagoa, de forma manual, até que seu interior estivesse cheio de água (cerca de 1 L). Posteriormente, o frasco era etiquetado e alocado em uma caixa térmica com gelo para posterior análise laboratorial, reduzindo desta forma, a degradação da clorofila em feofitina. As amostras para a fração dissolvida dos nutrientes foram filtradas utilizando filtro de fibra de vidro (Whatman GF/C), sob baixa pressão ($\leq 0,5$ atm). A partir destes filtros foi extraída a clorofila *a* do fitoplâncton (MARKER et al., 1980, SARTORY & GROBBLELAR, 1984). O processo de filtração foi feito com as luzes apagadas, com iluminação fraca o suficiente apenas para que pudesse ser realizado o procedimento. Para o processo de extração da clorofila *a*, utilizou-se etanol 90% (MARKER et al., 1980, SARTORY & GROBBLELAR, 1984). Neste processo, os filtros eram dobrados ao meio e colocados em tubos de vidro de 10 ml. Os tubos eram então revestidos com uma capa para impedir a entrada de luz. Cada tubo recebeu 8 ml de etanol a 90%. Posteriormente, os tubos foram colocados em um bécker revestido por papel alumínio, onde ficaram em banho-maria a 78°C, por 5 minutos. Após os cinco minutos em banho-maria, os tubos foram diretamente transferidos para um recipiente com gelo, onde permaneceram por 5 minutos. Após os 5 minutos no recipiente gelado, os tubos foram repostos em suas capas para proteção contra a luz, e foram transferidos para a geladeira, onde permaneceram pelas próximas 24 horas. No final das 24 horas iniciou-se o processo de leitura da clorofila *a*, utilizando um espectrofotômetro. Para isso, as luzes do laboratório foram apagadas, e as amostras extraídas foram passadas para cubetas de 1 cm para que pudessem ser lidas pelo espectrofotômetro. Foram realizadas leituras para os comprimentos de onda 665 e 750 nm, utilizando etanol 90% como branco, antes de todas as leituras, para calibrar o aparelho. Posteriormente foram realizadas as leituras de onda 665 e 750 nm para as 20 amostras. Os valores resultantes de cada amostra foram anotados. Após a leitura, as cubetas eram lavadas com etanol 90%, e as amostras eram devolvidas ao frasco de vidro para a segunda etapa de leitura que leva em consideração a degradação da clorofila *a* em feofitina. Para a segunda

etapa de leitura, as amostras foram acidificadas com HCl 0,5 N, adicionando 0,001 ml. Com a ajuda de um pHmetro, os valores de pH foram monitorados até que fosse possível obter valores de pH entre 2,6 e 2,8. Então, aguardou-se 5 minutos até que fosse possível a degradação total da clorofila. Após os 5 minutos, foram realizadas novas leitura de todas as amostras utilizando etanol 90% como branco, com o espectrofotômetro programado para detecção dos comprimentos de onda de 665 e 750 nm. As cubetas eram lavadas com a solução da própria amostra que era lida para evitar contaminação de outras amostras. Os resultados foram anotados para todas as amostras.

A partir da obtenção de todos os valores foi feito o cálculo utilizando a fórmula (Figura 2) para estimar a clorofila *a*, conforme Marker et al. (1980). Onde,

$$\text{Clorofila } a \text{ } (\mu\text{g.L}^{-1}) = \frac{(E_b - E_a) \cdot \left(\frac{R}{R-1}\right) \cdot K \cdot v}{V \cdot L}$$

Figura 2. Fórmula para estimar clorofila *a* (corrigida da feofitina).

E_b corresponde à absorbância do extrato a 665 nm, antes da acidificação, menos a absorbância a 750nm; E_a corresponde à absorbância do extrato a 665 nm, após a acidificação, menos a absorbância a 750 nm; $R/R-1$ equivale a 2,39; K é o coeficiente de absorção da clorofila *a* (11,49); v é o volume do solvente utilizado em ml; L é o comprimento da cubeta (cm); V é o volume da água filtrada em litros.

O processo para estimar a massa seca livre de cinzas (MSLC) seguiu a metodologia proposta por APHA (2012). Para estimar a MSLC, foram utilizados filtros de fibra de vidro Whatman GF/C sob baixa pressão ($\leq 0,5\text{atm}$). Os filtros foram previamente calcinados a 500°C por uma hora, com a finalidade de ficarem livres de resíduos orgânicos. Após 24 horas, os filtros foram pesados utilizando uma balança de precisão analítica para que fosse possível obter a massa do filtro. No laboratório foram feitas as técnicas de filtragem das amostras coletadas utilizando os filtros, que posteriormente foram deixados para secar na estufa a 105°C em bandejas de alumínio, cobertas com papel alumínio. A cada 24 horas os filtros eram pesados até que obtivessem uma massa constante. O transporte da estufa até a balança era feito com o uso de dessecador, evitando que a umidade presente no ar

influenciasse na massa do filtro. Foram necessárias 9 pesagens para que fosse possível obter massa constante em todas as amostras. Após a obtenção da massa constante, os filtros foram colocados em cadinhos, e então calcinados na mufla a 500°C, por uma hora. Após serem calcinados, foram pesados uma última vez com o objetivo de queimar toda matéria orgânica, possibilitando o cálculo da massa seca livre de cinza (Figura 3). Onde,

$$\begin{aligned} MS \text{ (g.L}^{-1}\text{)} &= \frac{M_1 - M_0}{V} & M_{\text{cinzas}} \text{ (g.L}^{-1}\text{)} &= \frac{M_2 - M_0}{V} \\ MSLC \text{ (g.L}^{-1}\text{)} &= MS - M_{\text{cinzas}} \end{aligned}$$

Figura 3. Fórmula para massa seca livre de cinza (MSLC).

MS é massa seca, em g.L⁻¹; MSLC é a massa seca livre de cinzas, em g.L⁻¹; M₀ equivale a massa do filtro pré-calcinado, em g; M₁ é a massa do filtro com material filtrado após a obtenção da massa constante, em g; M₂ é a massa do filtro com material calcinado, em g; e V é o volume da amostra utilizada na análise.

Com os resultados da clorofila *a* e da massa seca livre de cinzas calculou-se o Índice Autotrófico (IA) da comunidade, uma vez que esse índice é calculado através destes dois parâmetros tróficos. Para calcular o IA, foi dividido o valor de massa seca livre de cinzas pela clorofila *a* (APHA 2012). Através do Índice Autotrófico é possível estimar a relação entre a autotrofia e a heterotrofia no ambiente (APHA 2012). Quando os limites são superiores a 200 há indicativo de um ambiente mais heterotrófico, devido a maior densidade de heterótrofos do que autótrofos (APHA 2012).

2.4 TRATAMENTO DOS DADOS

Os dados foram inicialmente submetidos à estatística descritiva para observação dos parâmetros médios e desvios. Em alguns casos um ponto ou outro pode ter sido removido da comparação gráfica (como pode ser observado no gráfico 1 a ausência do PU2). Essa remoção se faz necessária porque outliers podem expandir demais a escala gráfica, fazendo

com que dificulte a leitura e algumas vezes impossibilite a comparação visual entre os resultados (LAMPARELLI, 2004). Um outlier (sejam valores altos ou baixos fora da média) pode ocorrer por alguns fatores, como um possível erro amostral, erro ao transcrever a informação, um comportamento fora do padrão (LAMPARELLI, 2004).

Os valores do Índice Autotrófico e da Clorofila *a* foram comparados entre os ambientes urbanos e os rurais para testar se existe diferença entre as duas paisagens (com $p < 0,05$). Antes da realização dos testes de comparação de média, os conjuntos foram testados quanto à normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk. Os dados do Índice Autotrófico não apresentaram normalidade com os dados brutos, mas obtiveram normalidade com a transformação de $\log(x+1)$ e foram testados utilizando um teste *t*. Os dados de clorofila *a* não apresentaram normalidade com dados brutos e nem com a transformação em $\log e$, por essa razão, foram testados utilizando o teste de Mann-Whitney.

Para analisar quais das variáveis ambientais e da paisagem poderiam explicar os valores do Índice Autotrófico e da Clorofila *a* foram realizadas Análises de Regressão Múltipla. Antes de realizar a Regressão Múltipla o conjunto de variáveis independentes foi transformado (padronização em *z*) e submetido a um teste de colinearidade (fator de inflação da variância: $VIF < 3$). A partir do VIF foram estabelecidas as seguintes variáveis para as análises: áreas das lagoas, profundidades médias das lagoas, vegetação no espelho da água, condutividade específica, pH, potencial de óxi-redução (ORP) e turbidez.

As análises foram realizadas com o programa Past, exceto pelo teste de colinearidade (VIF) o qual foi conduzido com o software R.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA *a* E MSLC NAS MATRIZES URBANA E RURAL

A diferença em relação a clorofila *a* entre as matrizes pôde ser confirmada com o teste de Mann-Whitney. Os valores: $z = 2,16$ e $p = 0,031$ obtidos pelo teste, indicam que há diferença significativa nos níveis de clorofila *a* entre as matrizes urbana e rural.

As concentrações de clorofila *a* na matriz urbana variaram de 3,66 $\mu\text{g/L}$ à 202,11 $\mu\text{g/L}$ (removendo o valor 0,00 $\mu\text{g/L}$ do ponto 9). As concentrações de clorofila *a* na matriz

rural variaram de 0,88 µg/l à 8,79 µg/l. As lagoas urbanas 1, 2, 3, 4, 5 e 6 são responsáveis por grande parte das concentrações de clorofila *a* observadas nesta matriz. Os pontos urbanos 7, 8, 9 e 10 respondem por menor concentração até mesmo quando comparados com as concentrações de alguns dos pontos da matriz rural (Gráfico 1). Contudo, como pode ser observado no gráfico 2, as altas concentrações em mais da metade dos pontos faz com que a média da concentração da clorofila *a* encontrada na matriz urbana (38,98 µg/l) seja superior em comparação com a concentração média observada na matriz rural (3,67 µg/l).

Em um trabalho conduzido por Heintze (2013), foi realizada a quantificação do fitoplâncton em um lago da Suécia utilizando a técnica de extração da clorofila *a*. Os valores para a clorofila ficaram em torno de 2,76 µg/l à 7,91 µg/l, indicando que o lago se encaixa no estado oligotrófico. Essas concentrações condizem com as concentrações encontradas nos pontos da matriz rural, porém a maioria dos pontos da matriz urbana demonstraram concentrações muito acima do que as encontradas neste outro estudo.

Essas diferenças na concentração de clorofila *a* entre as duas matrizes podem estar associadas a presença de predação por parte do zooplâncton. A matriz rural que é heterotrófica (de acordo com o valor obtido para o Índice Autotrófico), apresenta menor concentração expressiva de clorofila *a*. A partir destas informações, há um indicativo de que o zooplâncton possa estar controlando as populações fitoplanctônicas, como já documentado em outros estudos (NIWA, 2015). Portanto é possível inferir que esteja ocorrendo um efeito “top-down”, possivelmente há eliminação de predadores de zooplâncton na matriz rural a qual poderia aumentar a pressão de herbivoria no fitoplâncton.

Outra possibilidade para explicar a diferença nos valores de clorofila entre as duas matrizes ambientais está relacionada a disponibilidade de nutrientes (STEVENSON, 1996). Em especial, o fósforo tem sido encontrado como um parâmetro importante e bem sustentado pela literatura como responsável pelo desenvolvimento planctônico. Nota-se, contudo, que o fósforo esteve abaixo do nível de detecção em todos os pontos amostrados (anexo tabela 6). Apesar da taxa de decomposição da matéria orgânica ser maior com o aumento da temperatura, aumentando a concentração de fósforo na água (KANT & RAINA, 1990), a baixa concentração de fósforo observada não necessariamente demonstra baixa carga de fósforo, ou ausência da entrada de fósforo nos corpos d’água amostrados. Pode ser que devido às elevadas temperaturas (que foram parecidas entre as lagoas) o fósforo possa ter sido mais rapidamente assimilado pelas comunidades planctônicas e outros microrganismos (MANNA

& DAS, 2004). Segundo ANNE e FIDALGO (2000), valores elevados de pH provocam precipitação dos fosfatos, o que poderia ajudar a explicar a redução nos teores de fósforo (ANNE & FIDALGO, 2000), mas não de forma a excluir outros possíveis fatores, visto que em média os valores de pH para as duas matrizes não foram altos.

Gráfico 1. Concentração de clorofila a em cada lagoa amostrada nas duas matrizes ambientais (PU= lagoas urbanas; PR= lagoas rurais) em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná

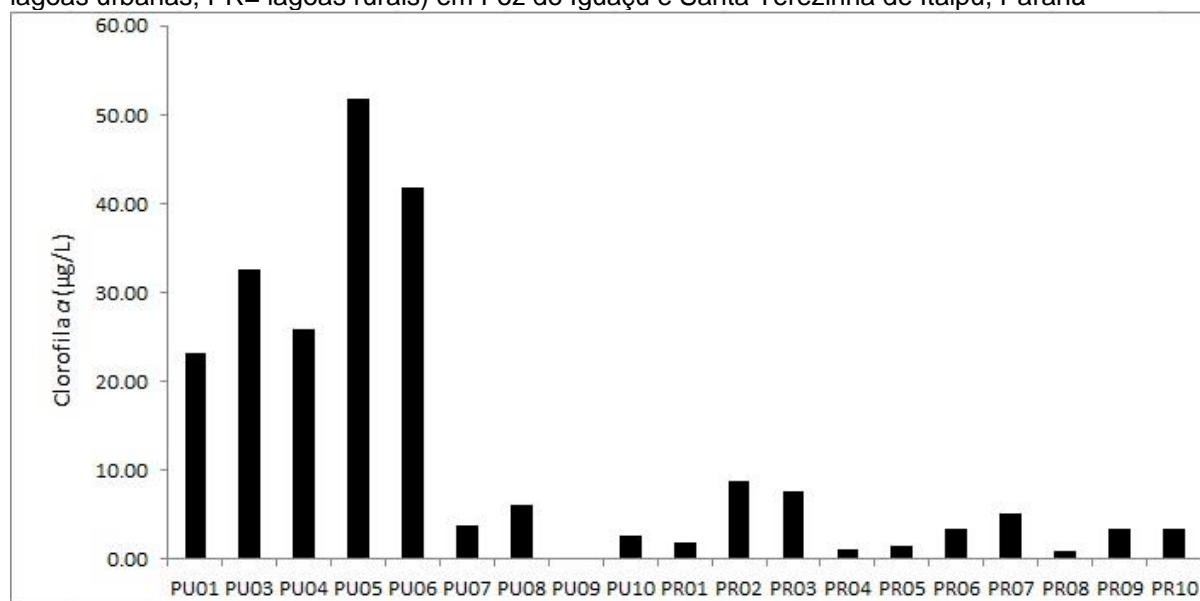
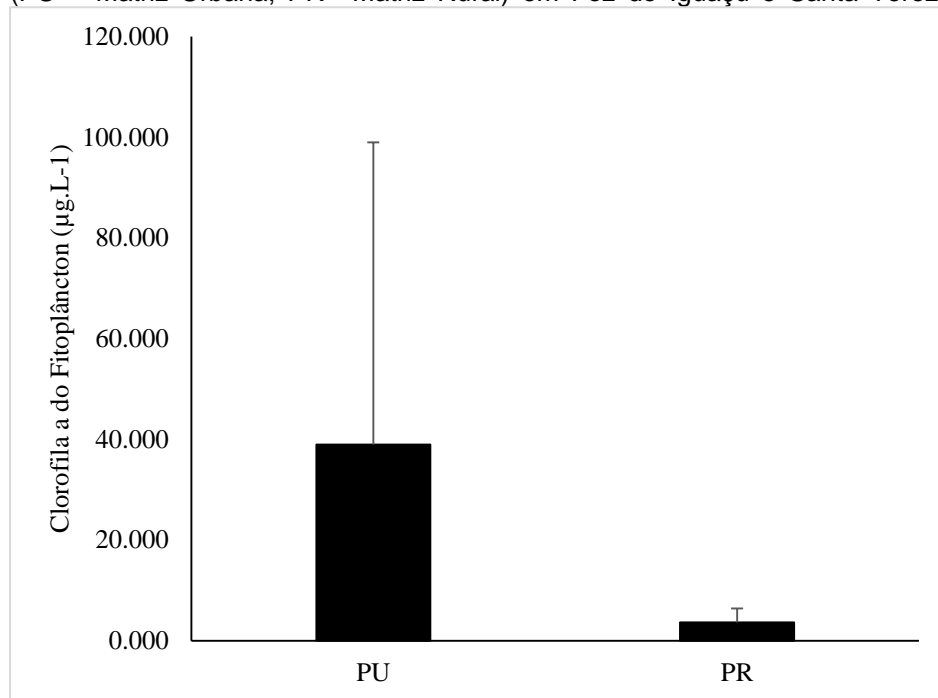


Gráfico 2. Concentração de Clorofila *a* (média e desvio padrão) entre as duas matrizes ambientais (PU = Matriz Urbana; PR= Matriz Rural) em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná



3.2 QUANTIFICAÇÃO DA MSLC NAS MATRIZES URBANA E RURAL

As lagoas urbanas e rurais apresentaram valores aproximados de MSLC entre si, e sem diferença significativa ($t= 1,04$ e $p= 0,31$) (gráfico 3). A matriz urbana apresentou um valor médio maior de MSLC do que a matriz rural ($0,01403 \text{ g.L}^{-1}$ versus $0,00685 \text{ g.L}^{-1}$, respectivamente), como pode ser observado no gráfico 4.

Assim como no caso da concentração de clorofila *a*, o PU2 novamente se comportou muito acima da média para a quantidade de MSLC, porém desta vez a presença do ponto de amostragem no gráfico não prejudicou a leitura comparativa entre os pontos, por isto foi mantido (Gráfico 3). Mesmo considerando esta lagoa como um outlier, e retirando da análise, não existe diferença de MSLC entre as duas matrizes ambientais ($z= 0,61$; $p=0,54$). Esses resultados evidenciam que o componente planctônico total das lagoas não é impactado de forma diferencial entre as matrizes.

Gráfico 3. Valores observados para MSLC (Massa Seca Livre de Cinzas) em cada lagoa amostrada nas duas matrizes ambientais (PU = Matriz Urbana; PR= Matriz Rural) em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná

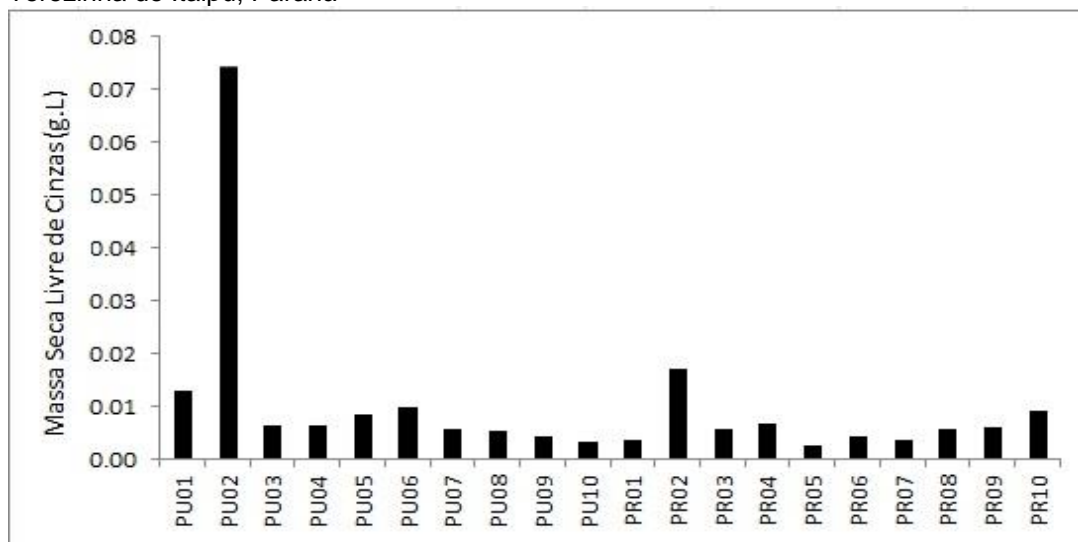
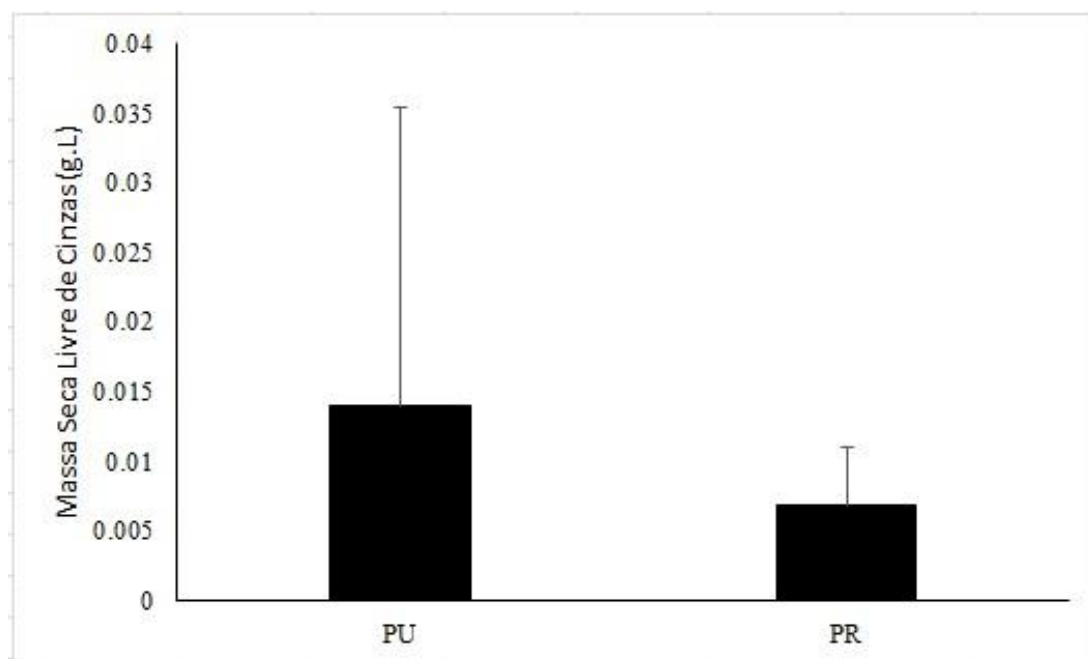


Gráfico 4. Valores de MSLC (Massa Seca Livre de Cinzas, média e desvio padrão) entre as duas matrizes ambientais (PU = Matriz Urbana; PR = Matriz Rural) em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná



3.3 ÍNDICE AUTOTRÓFICO

Para o Índice Autotrófico, a matriz urbana apresentou uma variação de 169,73 à 1638,68. A matriz rural apresentou uma variação de 780,32 à 6827,84. Quanto menor o valor do Índice Autotrófico, mais autotrófica é a comunidade. Em contrapartida, quanto maior for o Índice, mais heterotrófica é a comunidade. É possível observar as variações no Índice Autotrófico entre os pontos em cada tratamento (gráfico 5), neste sentido os pontos PR4 e PR8 representam as lagoas mais heterotróficas, enquanto que PU3 e PU5 são as lagoas menos heterotróficas. De acordo com o resultado obtido através do teste-t ($t = 4.21$, e $p < 0.001$), entende-se que os resultados foram significativos, ou seja, há diferença no índice autotrófico entre as matrizes rural e urbana.

O gráfico 6 ilustra o resultado obtido no teste estatístico, que sinaliza para a diferença no IA entre os tratamentos. A matriz rural (letra B na coluna do gráfico) apresenta uma média de índice mais alto que a matriz urbana. Isso significa que a matriz rural pode ser considerada mais heterotrófica do que a matriz urbana.

Gráfico 5. Índice Autotrófico em cada lagoa amostrada nas duas matrizes ambientais (PU = Matriz Urbana; PR= Matriz Rural) em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná (no eixo Y, valores de IA/1000)

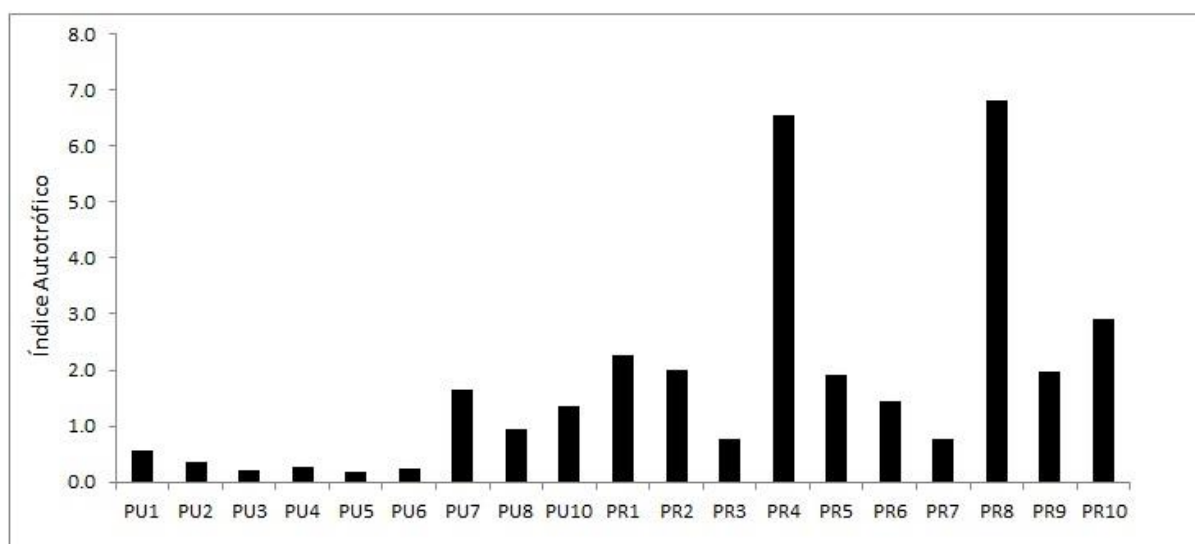
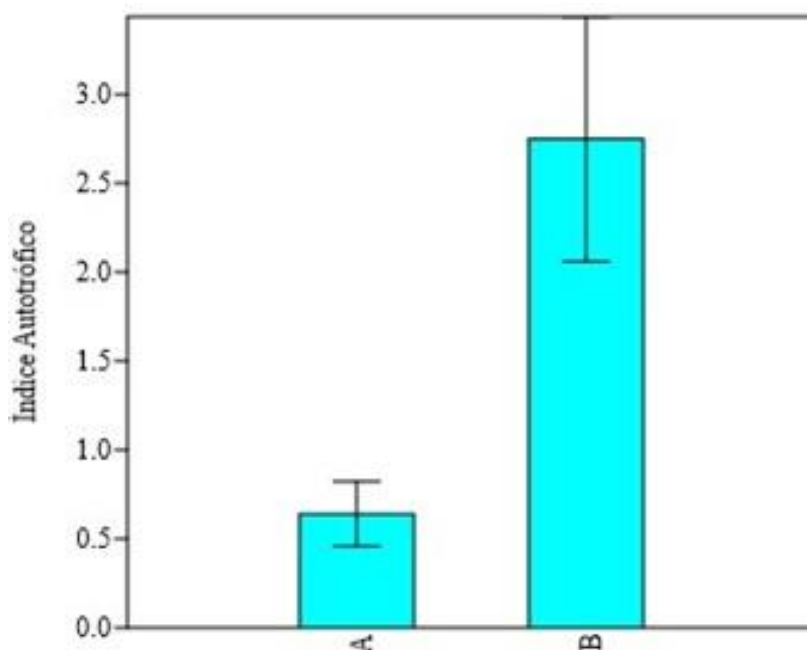


Gráfico 6. Índice Autotrófico (média e desvio padrão) entre as duas matrizes ambientais (A = Matriz Urbana; B = Matriz Rural) em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná (no eixo Y, valores de IA/1000)



Segundo APHA (2012), limites superiores a 200 no IA indicam ambientes mais heterotróficos porque a densidade de heterótrofos é maior do que a de autótrofos. Como é possível observar no gráfico 6, ambas as matrizes apresentaram um IA acima de 200, indicando que as lagoas de ambas matrizes são majoritariamente formadas por componentes heterotróficos.

As diferenças no IA das duas matrizes podem ser um reflexo da quantidade de matéria orgânica presente no corpo d'água, visto que suas concentrações poderiam estar relacionadas com o estado trófico do ambiente. Corpos d'água que apresentam altas taxas de entrada de matéria orgânica têm a tendência em se tornarem heterotróficos em decorrência da disponibilidade de alimento no ambiente (COLE et al. 1994; DODDS, 2006).

3.4 VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA EXPLICAÇÃO DOS PARÂMETROS TRÓFICOS DO PLÂNCTON

A Análise de Regressão Múltipla mostrou que as variáveis ambientais selecionadas explicam os valores de Clorofila *a* das lagoas amostradas ($R^2_{ajustado} = 0,59$; $F = 4,77$; $p = 0,01$). A Condutividade, o pH e o ORP (potencial de óxi-redução) foram as variáveis

significativas do modelo (Gráficos 7, 8 e 9). A condutividade apresentou valores para $t = 2,51$ e $p = 0,03$; o pH apresentou valores para $t = 2,31$ e $p = 0,04$; o ORP apresentou valores para $t = 2,22$ e $p = 0,04$. A correlação entre a clorofila e as todas essas variáveis foi positiva, isso significa que o aumento nas concentrações de clorofila a , se deve ao aumento destas três variáveis.

As variáveis explicativas, em conjunto com dados de área, profundidade e vegetação aquática (tabela 1), têm um poder de explicação de 59% para as diferenças nas concentrações da clorofila a (com R^2 ajustado). Esse valor de explicabilidade é alto demonstrando que a Clorofila a pode também responder suficientemente aos parâmetros abióticos. Assim, embora o efeito “top-down” possa ser aplicável, aparentemente o efeito restritivo de parâmetros ambientais possa ser importante nas lagoas, individualmente.

Contudo, estes mesmos parâmetros resultaram em não significativos para explicar o Índice Autotrófico, de acordo com os valor: $F = 2,05$ e $p = 0,14$ também obtidos na Análise de Regressão Múltipla.

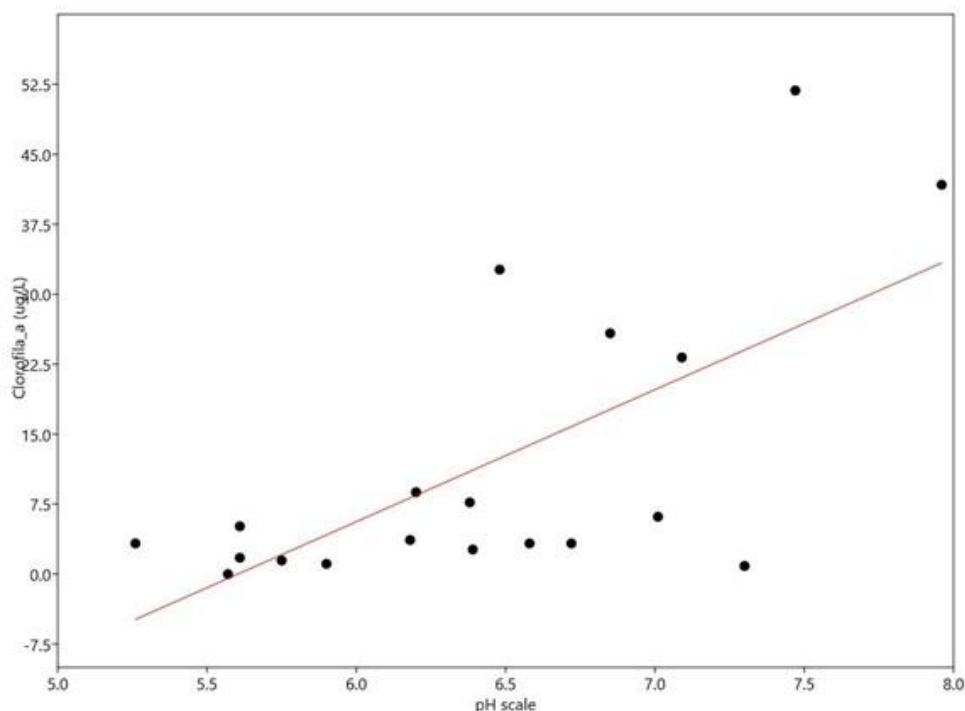
Tabela 1. Valores obtidos para as variáveis utilizadas no teste de regressão linear múltipla para clorofila a

	Condutividade	pH	TDS	ORP	Turbidez
PR1	0,022	5,61	0,015	363	17
PR2	0,103	6,2	0,067	85	80
PR3	0,032	6,38	0,021	335	43,9
PR4	0,029	5,9	0,019	381	22
PR5	0,016	5,75	0,010	345	0,2
PR6	0,026	6,58	0,017	330	8,1
PR7	0,096	5,61	0,062	354	6,4
PR8	0,02	7,3	0,013	341	4,6
PR9	0,029	6,72	0,019	333	48,7
PR10	0,020	5,26	0,013	377	3,8
PU1	0,109	7,09	0,071	318	4,3
PU2	0,149	6,75	0,097	318	80,9
PU3	0,054	6,48	0,035	342	26,7
PU4	0,044	6,85	0,029	364	21,6
PU5	0,162	7,47	0,105	315	24,2
PU6	0,117	7,96	0,076	288	28,5
PU7	0,038	6,18	0,025	314	6,7
PU8	0,103	7,01	0,067	213	4,7
PU9	0,034	5,57	0,022	375	13,1
PU10	0,084	6,39	0,054	345	8,2

Considerando as características de certas variáveis (incluindo daquelas que foram significativas para Clorofila *a*: pH, ORP e Condutividade) e os aspectos ambientais presentes em lagoas, pode-se dizer que águas rasas (como no caso das lagoas) são mais vulneráveis aos distúrbios causados pelas atividades humanas devido ao aumento da concentração de material particulado na água, que faz com que aumente a turbidez, afetando a sua transparência. Este fator tende a diminuir a intensidade de luz que penetra na água, resultando em diminuição das taxas fotossintéticas, e assim conduzindo a uma redução do pH (ANSARI & SINGH, 2017). Considerando que uma maior biomassa fitoplancônica corresponde a uma maior taxa fotossintética, o aumento na taxa fotossintética tende a elevar o pH (SREENIVASAN, 1965; BERGERHOUSE, 1992; ROSENZWEIG & BUIKEMA, 1994).

Apesar da diferença média entre o pH da matriz urbana (6,77) e da matriz rural (6,13) não terem sido grandes, espera-se que conforme a concentração de clorofila *a* aumente, também ocorra um aumento do pH (gráfico 7). A matriz urbana apresentou maiores concentrações de clorofila *a* do que a matriz rural, assim como o valor médio do pH também foi maior na matriz urbana, porém não representando uma relação linear. De acordo com ANNE & FIDALGO (2000), o pH aumenta devido a presença de algas nas lagoas, onde conforme aumenta a concentração de fitoplâncton, aumentam as taxas de mortalidade e a taxa de decomposição que causam a diminuição nas taxas de oxigênio, ocasionando o aumento da disponibilidade de nutrientes, que consequentemente acaba por aumentar a alcalinidade e condutividade da lagoa (DUTTAGUPTA et al., 2004).

Gráfico 7. Relação entre Clorofila *a* e pH nas lagoas urbanas e rurais em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná



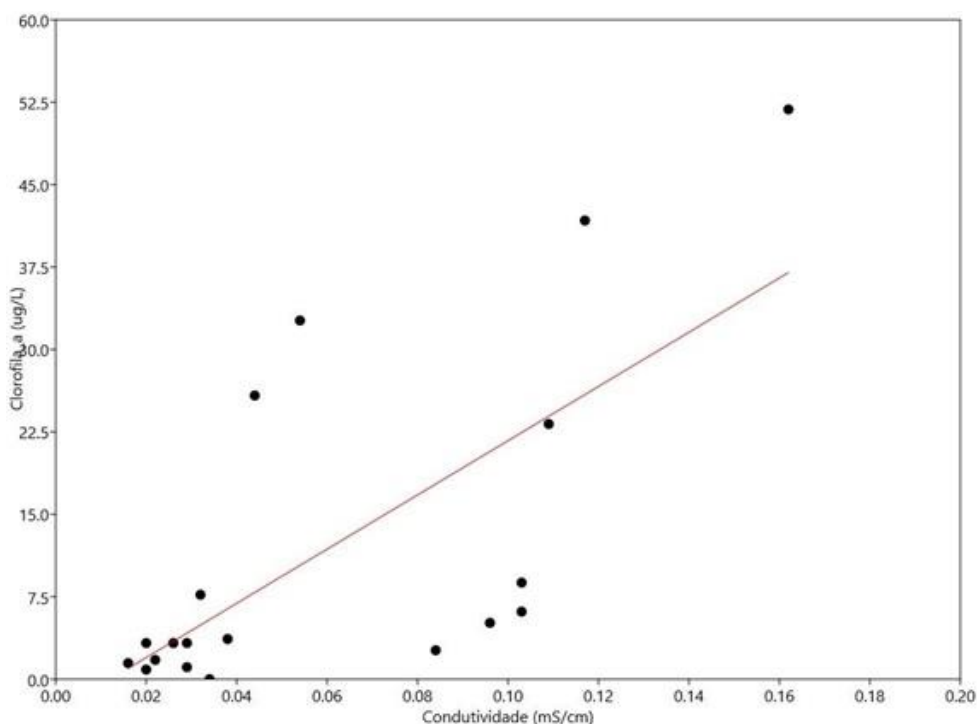
A condutividade está relacionada com a concentração de minerais totais presentes na água (BALAI et al., 2016). Através do teste de colinearidade, observou-se que a condutividade indica para maior carga de nitrato. A concentração média de nitrato foi maior na matriz urbana (Anexo A – tabela 6), assim como a concentração média da clorofila *a*. De modo geral a condutividade e a clorofila *a* demonstraram uma relação positiva nas duas matrizes (gráfico 8). O resultado encontrado condiz com o observado no trabalho de Devercelli e Peruchet (2008). Os autores encontraram concentrações maiores de clorofila *a* associadas à maiores valores de condutividade.

Altas taxas de nitrito e nitrato podem estar relacionadas com o processo de nitrificação por bactérias nitrificantes, durante a decomposição do fitoplâncton e outros organismos, já baixas taxas tem relação com a baixa temperatura, elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, baixa deposição de matéria orgânica e maiores taxas de sedimentação (ANSARI & SINGH, 2017).

Em um trabalho desenvolvido por Wetzel (1984), observou-se que existe uma correlação positiva da condutividade elétrica com o fósforo e o magnésio. Os resultados deste

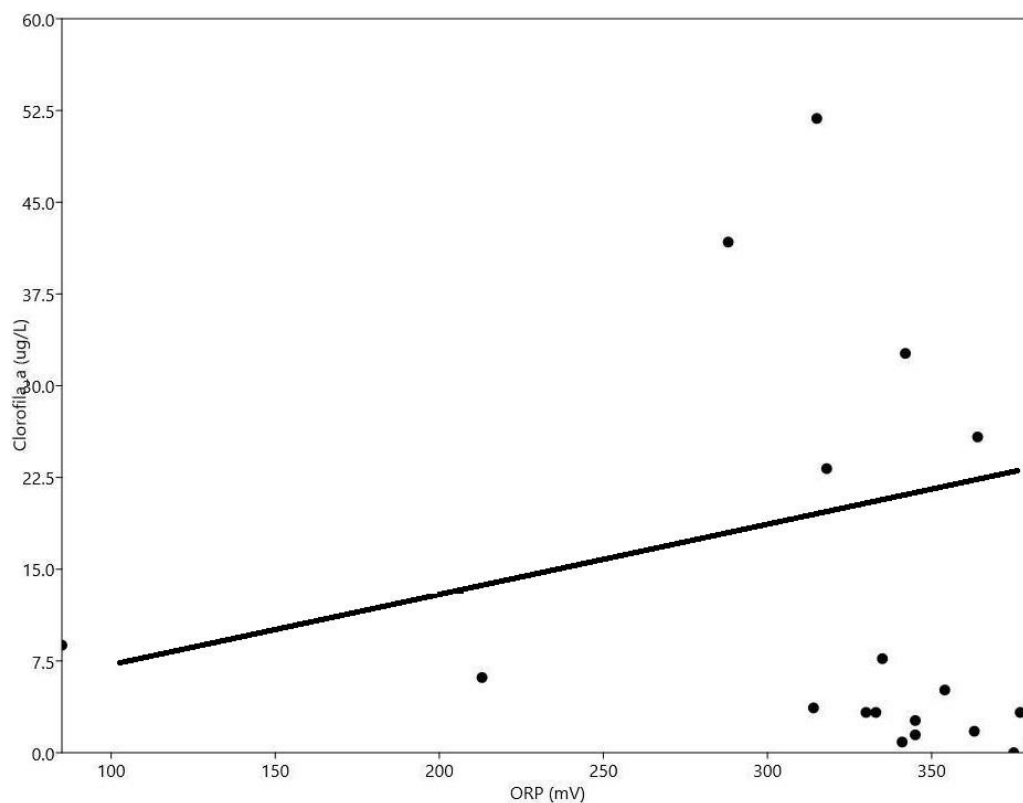
trabalho sugerem que estes componentes são relevantes para os valores de condutividade elétrica. O magnésio é um micronutriente importante, utilizado para transfosforilação enzimática. Baixa disponibilidade de magnésio pode influenciar a produtividade fitoplanctônica (GOLDMAN, 1960). O magnésio também auxilia na neutralização do ácido produzido em excesso no ambiente, juntamente com o Cálcio (DAS, 2002).

Gráfico 8. Relação entre Clorofila a e Condutividade nas lagoas urbanas e rurais em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná



O potencial de óxi-redução (ORP) mede a quantidade de agentes oxidantes e redutores presentes na coluna d'água. O ORP indica o grau de poluição de uma lagoa com matéria orgânica, através da estimação do potencial oxidativo da água com uma leitura elétrica. Quanto maior é a carga orgânica na lagoa, menor é a leitura em milivolts (SPERLING, 1996; SEO & DELAUNE, 2010). Uma lagoa com muito detrito, baixa oxigenação e muita biomassa pode refletir em ORP de -100mV à -500mV. Baixa carga orgânica e altos níveis de oxigênio podem refletir em leituras de ORP maiores (+100mV à +500mV) (SPERLING, 1996; FAULWETTER *et al.*, 2009).

Gráfico 9. Relação entre Clorofila *a* e ORP nas lagoas urbanas e rurais em Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu, Paraná



4 CONCLUSÃO

Os dados do presente estudo permitem evidenciar que lagoas de matriz urbana possuem maiores valores de Clorofila *a* e são menos heterotróficas do que as lagoas de matriz rural. É possível que essas diferenças sejam explicadas, pelo menos parcialmente, por um efeito “top-down”. A variação da Clorofila *a* entre as lagoas é explicada por Condutividade, pH e Potencial de Óxi-redução, enquanto o Índice Autotrófico não é explicado por nenhum parâmetro em particular.

5 REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*, v. 1, n. 1, p. 70–78, 2005.
- AMARANTE JUNIOR, Ozelito Possidônio de; DOS SANTOS, Teresa Cristina Rodrigues; BRITO, Natilene Mesquita; RIBEIRO, Maria Lúcia. Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. *Química nova*, [S.l.], p.589–593, 2002.
- ANNE, I.; FIDALGO, M.L. Diferenciação do funcionamento de dois ecossistemas aquáticos através do uso da análise dos componentes principais. In: *Congresso Ibérico Sobre Planejamento e Gestão da Água*, Porto, 2000.
- ANSARI, S.; SINGH, S. K. Limnological studies with reference to phytoplankton diversity in ponds of semi arid zone of western Uttar Pradesh. In: *Biological Forum—An International Journal*. [S.l.: s.n.], 2017. v. 9, n. 2, p. 129–147.
- APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. *WEF*, v. 22, 2012.
- ARNALDOS, M.; PAGILLA, K. Effluent dissolved organic nitrogen and dissolved phosphorus removal by enhanced coagulation and microfiltration. *Water research*, Elsevier, v. 44, n. 18, p. 5306–5315, 2010.
- ASSOCIATION, A. P. H.; ASSOCIATION, A. W. W. et al. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. [S.l.]: American public health association, 1989.
- AXINTE, O. et al. Evolution of trophic parameters from Amara Lake. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, v. 14, n. 3, 2015.
- BALAI, V. K.; SHARMA, L.; UJJANIA, N. Limnological study of Jaisamand Lake (India) and its suitability for aquaculture and fisheries. *International Journal of Applied And Pure Science and Agriculture*. n.2, p. 25-30, 2016.
- BARNOSKY, A. D. et al. Has the earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, Nature Publishing Group, v. 471, n. 7336, p. 51, 2011.
- BARRELLA, W. et al. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: EDUSP. 2002
- BENNDORF, J. et al. Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. *Freshwater biology*, Wiley Online Library, v. 47, n. 12, p. 2282–2295, 2002.
- BERGERHOUSE, D. L. Lethal effects of elevated pH and ammonia on early life stages of walleye. *North American Journal of Fisheries Management*, Taylor & Francis, v. 12, n. 2, p. 356–366, 1992.
- BIGGS, J. et al. 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of pond conservation. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, Wiley Online Library, v. 15, n. 6, p. 693–714, 2005.

- BRAAK, C. J. Canocoóan extension of decorana to analyze species- environment relationships. *Plant Ecology*, Springer, v. 75, n. 3, p. 159–160, 198
- BRÖNMARK, C.; HANSSON, L. *The Biology of Lakes and Ponds*, –Oxford University Press. [S.l.]: Oxford, New York, 2005.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. V. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.
- CARMO, D. A. do et al. Comportamento ambiental e toxidade dos herbicidas atrazina e simazina. *Revista Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*: v. 8, n. 1, 2013.
- CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F.; HODGSON, J. R. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, JSTOR, v. 35, n. 10, p. 634–639, 1985.
- CEBALLOS, G. et al. Accelerated modern human–induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*, American Association for the Advancement of Science, v. 1, n. 5, p. e1400253, 2015.
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. [S.l.]: CRC Press, 1999.
- CLEGG, M. R.; MABERLY, S. C.; JONES, R. I. The effect of photon irradiance on the behavioral ecology and potential niche separation of freshwater phytoplanktonic flagellates 1. *Journal of Phycology*, Wiley Online Library, v. 39, n. 4, p. 650–662, 2003.
- COLE, J. J. et al. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science*, American Association for the Advancement of Science, v. 265, n. 5178, p. 1568–1570, 1994.
- CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. Connectivity conservation: maintaining connections for nature. *CONSERVATION BIOLOGY SERIES- CAMBRIDGE-*, Press Syndicate of the University of Cambridge, v. 14, p. 1, 2006.
- DAS, A. Limno-chemistry and productivity of upper ganga complex. *Pollution Research*, Enviro Media v. 21, n. 2, p. 157–168, 2002.
- DAVIES, B. et al. Comparative biodiversity of aquatic habitats in the european agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Elsevier, v. 125, n. 1-4, p. 1–8, 2008.
- DAVIES, B. R. *Developing a strategic approach to the protection of aquatic biodiversity*. Tese (Doutorado) — Oxford Brookes University, 2005.
- DECLERCK, S. et al. Clear water and charophytes in a hypertrophic pond. In: E. SCHWEIZERBART'SCHE VERLAGSBUCHHANDLUNG. *Verhandlung der Internationalen Vereinigung für Limnology*. [S.l.], 2000. v. 27, p. 541–541.

DEVERCELLI, M.; PERUCHET, E. Trends in chlorophyll-a concentration in urban water bodies within different man-used basins. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* v. 44, n.1, p. 75-84, 2008.

DIPIN. *Página da Internet*. Disponível em: <<http://dipin.kent.edu/chlorophyll.htm>> Acesso em Set. 2018.

DIRZO, R. et al. Defaunation in the anthropocene. *science*, American Association for the Advancement of Science, v. 345, n. 6195, p. 401–406, 2014.

DODDS, W. K. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, Wiley Online Library, v. 51, n. 1part2, p. 671–680, 2006.

DURIGON, et al. Diatomáceas epilíticas, indicadoras da qualidade da água no Rio Vacacaí, Passo Verde, Santa Maria, RS. *CAPES*, 2012.

DUTTAGUPTA, S.; GUPTA, S.; GUPTA, A. Euglenoid blooms in the floodplain wetlands of barak valley, assam, north eastern india. *Journal of environmental biology*, v. 25, n. 3, p. 369–373, 2004.

FALKOWSKI, P. G. Light-shade adaptation in marine phytoplankton. In: *Primary productivity in the sea*. [S.l.]: Springer, 1980. p. 99–119.

FAULWETTER, J. L. et al. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review. *Ecological engineering*, Elsevier, v. 35, n. 6, p. 987–1004, 2009.

FEIDEN, A. Avaliação da eficiência de lagoas de tratamento de resíduos líquidos. In: *Série Culturas de Tuberosas Amiláceas Latino Americanas*. [S.l.]: Fundação Cargill, 2001. v. 4, p. 186–200.

FERMINO, F. S.; BICUDO, D. de C.; BICUDO, C. Seasonal influence of nitrogen and phosphorus enrichment on the floristic composition of the algal periphytic community in a shallow tropical, mesotrophic reservoir (são paulo, brazil). *Oecologia Australis*, v. 15, n. 3, p. 476–493, 2011.

FILHO, P. O.; DUTRA, A. M.; CERUTI, F. C. Qualidade das águas superficiais e o uso da terra: estudo de caso pontual em bacia hidrográfica do oeste do paraná. *Floresta e Ambiente*, v. 19, n. 1, p. 32–43, 2012.

FLORES, F. G. The cyanobacteria: molecular biology, genomics, and evolution. [S.l.]: *Horizon Scientific Press*, 2008.

GERGEL, S. E. et al. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic sciences*, Springer, v. 64, n. 2, p. 118–128, 2002.

GHAVZAN, N.; GUNALE, V.; TRIVEDI, R. Limnological evaluation of an urban fresh water river with special reference to phytoplankton. *Pollution research*, ENVIRO MEDIA, v. 25, n. 2, p. 258, 2006.

GOLDMAN, C. R. Primary productivity and limiting factors in three lakes of the alaska peninsula. *Ecological Monographs*, Wiley Online Library, v. 30, n. 2, p. 207–230, 1960.

- GUPTA, S.; DESHPANDE, R. Water for india in 2050: first-order assessment of available options. *Current science*, JSTOR, p. 1216–1224, 2004.
- HASSALL, C. The ecology and biodiversity of urban ponds. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, Wiley Online Library, v. 1, n. 2, p. 187–206, 2014.
- HEDGES, S. B. et al. A genomic timescale for the origin of eukaryotes. *BMC Evolutionary Biology*, BioMed Central, v. 1, n. 1, p. 4, 2001.
- HEINTZE, K. *Lake phytoplankton quantification by chlorophyll a, comparative study of spectrophotometry and FluoroProbe: Including physical and chemical parameters of water*. 2013.
- HUISMAN, J.; HULOT, F. D. Population dynamics of harmful cyanobacteria. In: *Harmful cyanobacteria*. [S.l.]: Springer, 2005. p. 143–176.
- HUTCINSON, G. *A Treatise on limnology, Vol. II*. [S.l.]: John Wiley & sons, New York, 1967.
- JUNGWIRTH, M.; MUHAR, S.; SCHMUTZ, S. Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. *Hydrobiologia*, Springer, v. 422, p. 85–97, 2000.
- JUNIOR, O. P. de A. et al. Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. *Quimica nova*, SciELO Brasil, p. 589–593, 2002.
- KANT, S.; RAINA, A. K. Limnological studies of 2 ponds in jammu. 2. physicochemical parameters. *Journal of Environmental Biology*, J ENVIRONMENTAL BIOLOGY KIRAN DALELA, MANAGING TRUSTEE 771, CIVIL LINES Ö, v. 11, n. 2, p. 137–144, 1990.
- KATZ, M. E. et al. Evolutionary trajectories and biogeochemical impacts of marine eukaryotic phytoplankton. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, Annual Reviews, v. 35, p. 523–556, 2004.
- KITSIOS, A. *Effects of agricultural practices on the water quality of the Scott River: with focus on primary production*. Tese (Doutorado) — Honours Thesis for Bachelor of Environmental Engineering, University of Ö, 2004.
- LAMPARELLI, M. C. *Graus de trofia em corpos d 'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese (Doutorado) — Universidade de São Paulo, 2004.
- LIMA, P.; BARBOSA, L. et al. Anais do simpósio sobre mata ciliar. Campinas, SP (Brazil), 1989.
- MAGURRAN, A. E. Q&a: What is biodiversity? *BMC biology*, BioMed Central, v. 8, n. 1, p. 145, 2010.
- MANNA, R.; DAS, A. Impact of the river moosi on river krishna i. limno-chemistry. *Pollution Research*, ENVIRO MEDIA, v. 23, p. 117–124, 2004.

MARKER, A. et al. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: conclusions and recommendations archiv für hydrobiologie ergebnisse der limnologie 14: 91–106. *Google Scholar*, 1980.

MASON, C.F. Biology of Freshwater Pollution. *Longman Ed.*, 3rd Edition, 356p, 1998.

MATEO-SAGASTA, J. et al. *Water pollution from agriculture: a global review. Executive summary*. [S.l.]: Rome, Italy: FAO Colombo, Sri Lanka: International Water Management Ö, 2017.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. *PC-ORD: multivariate analysis of ecological data; Version 4 for Windows; [User's Guide]*. [S.l.]: MjM software design, 1999.

MELO, L. A. M. N. de et al. Modelagem de combustíveis florestais no parque nacional do iguaçu, pr, brasil. *Floresta*, v. 36, n. 3, 2006.

MENETREY, N. et al. Looking for metrics to assess the trophic state of ponds. macroinvertebrates and amphibians. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, Wiley Online Library, v. 15, n. 6, p. 653–664, 2005.

MEYER, J. L. et al. Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, Wiley Online Library, v. 35, n. 6, p. 1373–1386, 1999.

MOITRA, S.; BHATTACHARYA, B. Some hydrological factors affecting plankton production in a fresh pond in kalyani, west bengal, india. *Ichthyologica*, v. 4, p. 8–12, 1965.

MONTGOMERY, D. R.; MACDONALD, L. H. Diagnostic approach to stream channel assessment and monitoring 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, Wiley Online Library, v. 38, n. 1, p. 1–16, 2002.

MOSS, B. Water pollution by agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, The Royal Society London, 2007.

NIWA. Factors influencing chlorophyll a concentrations in the Waikato River. Retention time and thermal stratification in the hydro lakes. *Prepared for Dairy NZ*. p.1-58, January 2015.

OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). Eutrophication of water: monitoring, assessment and control. *OECD*. Paris, p. 154, 1982.

OLDING, D. D.; HELLEBUST, J. A.; DOUGLAS, M. S. Phytoplankton community composition in relation to water quality and water-body morphometry in urban lakes, reservoirs, and ponds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, NRC Research Press, v. 57, n. 10, p. 2163–2174, 2000.

OLIVEIRA, A. Patricia. Estudo da Fragilidade Ambiental nos Municípios de Foz do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu. 2016. 49 páginas. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia – Bacharelado) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2016.

OLIVEIRA FILHO, PC; DUTRA, Andressa Moraes; CERUTI, Fabiane Cristina. Qualidade

das águas superficiais e o uso da terra: estudo de caso pontual em bacia hidro- gráfica do oeste do Paraná. *Floresta e Ambiente*, [S.l.], v.19, n.1, p.32–43, 2012.

Organization for Economic Cooperation and Development. Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control. [S.l.];[Washington, DC: Sold Ö, 1982.

OZDILEK, H. G.; MATHISEN, P. P.; PELLEGRINO, D. Distribution of heavy metals in vegetation surrounding the blackstone river, usa: Considerations regarding sediment contamination and long term metals transport in freshwater riverine ecosystems. *Journal of Environmental Biology*, PRAGATI PRESS-INDIA, v. 28, n. 2, p. 493, 2007.

PARK, B. K.; PARK, S. S. Effects of stream hydraulic conditions on foraging strategies of false dace, *pseudorasbora parva*, in the lentic ecosystem. *Journal of environmental biology*, v. 26, n. 4, p. 635–643, 2005.

PERES, C. K. Taxonomia, distribuição ambiental e considerações biogeográficas de algas verdes macroscópicas em ambientes lóticos de unidades de conservação do Sul do Brasil. Tese (Doutorado) – UNESP, Rio Claro, p. 220, 2011.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. d.; PRETTE, M. E. D. A utilização do conceito de bacia hidrográfica para a conservação dos recursos naturais. *Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações*. Ilhéus: Editus, p. 17–35, 2002.

PRETTY, J. N. et al. A preliminary assessment of the environmental costs of the eutrophication of fresh waters in england and wales. *University of Essex, UK*, 2002.

QIN, C. et al. Bioavailability and characterization of dissolved organic nitrogen and dissolved organic phosphorus in wastewater effluents. *Science of the Total Environment*, Elsevier, v. 511, p. 47–53, 2015.

QUINN, J. Effects of pastoral development. *New Zealand stream invertebrates: ecology and implications for management*, New Zealand Limnological Society Christchurch, p. 208–229, 2000.

RAMP. Human influences on aquatic ecosystems. *Regional Aquatics Monitoring Program*. 200-? Disponível em: <<http://www.ramp-alberta.org>> Acesso em 16. Mai. 2018.

RANGEL, L. M. et al. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia*, Springer, v. 693, n. 1, p. 13–28, 2012.

REYNOLDS, C. S. *The ecology of phytoplankton*. [S.l.]: Cambridge University Press, 2006.

RICHARDSON, K.; BEARDALL, J.; RAVEN, J. Adaptation of unicellular algae to irradiance: an analysis of strategies. *New Phytologist*, Wiley Online Library, v. 93, n. 2, p. 157–191, 1983.

ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; SAMPAIO, E. Phytoplankton and zooplankton community structure and production as related to trophic state in some brazilian lakes and reservoirs. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, Taylor & Francis, v. 26, n. 2, p. 599–604, 1997.

ROSENZWEIG, M. S.; BUIKEMA, A. L. Phytoplankton colonization and seasonal succession in new experimental ponds. *Environmental toxicology and chemistry*, Wiley Online Library, v. 13, n. 4, p. 599–605, 1994.

ROUGÉ, C.; MATHIAS, J.-D.; DEFFUANT, G. Extending the viability theory framework of resilience to uncertain dynamics, and application to lake eutrophication. *Ecological Indicators*, Elsevier, v. 29, p. 420–433, 2013.

SALA, O. E. et al. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science*, American Association for the Advancement of Science, v. 287, n. 5459, p. 1770–1774, 2000.

SARTORY, D.; GROBBELAAR, J. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia*, Springer, v. 114, n. 3, p. 177–187, 1984.

SEO, D. C.; DELAUNE, R. Fungal and bacterial mediated denitrification in wetlands: influence of sediment redox condition. *Water Research*, Elsevier, v. 44, n. 8, p. 2441–2450, 2010.

SETO, K. C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, National Acad Sciences, v. 109, n. 40, p. 16083–16088, 2012.

SHEATH, R. G.; COLE, K. M. Biogeography of stream macroalgae in north america 1. *Journal of Phycology*, Wiley Online Library, v. 28, n. 4, p. 448–460, 1992.

SMEE, D. Species with a large impact on community structure. *Nature Education Knowledge*, v. 3, n. 10, p. 40, 2012.

SPERLING, M. v. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. In: *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. [S.l.]: Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

SREENIVASAN, A. Limnology of tropical impoundments. iii. limnology and productivity of amaravathy reservoir (madras state) for 1961–1962. In: *Proc. Indian Acad. Sci.* [S.l.: s.n.], 1965. v. 59, n. 2, p. 53–71.

STANCHEVA, R.; SHEATH, R. Benthic soft-bodied algae as bioindicators of stream water quality. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, EDP Sciences, n. 417, p. 15, 2016.

STEVENSON, R.J. 1996. An introduction to algal ecology in freshwater benthic habits. In: R.J. Stevenson, M.L. Bothwell & R.L. Lowe (eds.). *Algal Ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, p. 3-30.

STRAYER, D. L. et al. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems*, Springer, v. 6, n. 5, p. 407–423, 2003.

STRAYER, D. L.; DUDGEON, D. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 29, n. 1, p. 344–358, 2010.

SURVEY., U. S. G. *The Quality of Our Nation's Waters: Nutrients and Pesticides*. [S.l.]: US Geological Survey Circular 1225, 1999.

SYPERRECK, V. L. et al. Tratamento de águas residuárias de feculária por meio de lagoas de estabilização. *Engenharia Agrícola*, SciELO Brasil, 2006.

TAS, B.; GONULOL, A. An ecologic and taxonomic study on phytoplankton of a shallow lake, turkey. *Journal of Environmental Biology*, PRAGATI PRESS-INDIA, v. 28, n. 2, p. 439, 2007.

TOLEDO JR., et. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Camboriú, *Associação Brasileira de Engenharia Sanitária*. Camboriú (SC), P. 34, 1983.

THOMAZ, S. Considerações sobre monitoramento da qualidade da água em reservatórios. In: *Workshop sobre Gestão de Reservatórios Hidrelétricos: Monitoramento e Avaliação da Qualidade Ambiental das Águas em Reservatórios*. [S.l.: s.n.], 1998. p. 13–24.

UNEP. A snapshot of the world's water quality: towards a global assessment. *United Nations Environmental Programme (UNEP)*, Nairobi, Kenya. Disponível em: <<http://www.unep.org/publications/>> Acesso em: 15. Mai. 2018.

USGS (United States Geological Survey). Chesapeake Bay River Input Monitoring Program, 2002.

VADINEANU, A., NEGREI, C., LISIEVICI, P. Sustainable Development, Theory and Practice, Mechanisms and Instruments (in Romanian). University of Bucharest Publishing House, Bucharest, Romania. v. 1, 1999.

WETZEL, R. Limnology, saunders. *Received: 5 January 2005 Accepted: 31 March 2005 Amended: 21 April 2005*, 1983.

WETZEL, R. G. *Limnology: lake and river ecosystems*. [S.l.]: gulf professional publishing, 2001.

WILLIAMS, P. et al. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in southern england. *Biological conservation*, Elsevier, v. 115, n. 2, p. 329–341, 2004.

YANG, Z. et al. The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. *Scientific reports*, Nature Publishing Group, v. 5, p. 15723, 2015.

YOUNG, E. B.; BEARDALL, J. Modulation of photosynthesis and inorganic carbon acquisition in a marine microalga by nitrogen, iron, and light availability. *Canadian Journal of Botany*, NRC Research Press, v. 83, n. 7, p. 917–928, 2005.

ANEXOS

ANEXO A – Tabelas

Tabela 2. Valores referentes ao processo de obtenção da concentração de clorofila *a*

Ponto	Vol. Filtrado (L)	Vol. Etanol (L)	Comprimento da cubeta (cm)	665 nm	750 nm	665 nm2	750 nm3	Clorofila <i>a</i> (µg/L)	Média(µg/L)	DP
PU01	0.35	8	1	0.081	0.000	0.044	0.000	23.22		
PU02	0.15	8	1	0.437	0.000	0.299	0.000	202.11		
PU03	0.35	8	1	0.140	0.000	0.088	0.000	32.64		
PU04	0.40	8	1	0.141	0.000	0.094	0.000	25.81		
PU05	0.50	8	1	0.340	0.000	0.222	0.000	51.85		
PU06	0.30	8	1	0.182	0.000	0.125	0.000	41.74		
PU07	0.30	8	1	0.021	0.000	0.016	0.000	3.66		
PU08	0.50	8	1	0.040	0.000	0.026	0.000	6.15		
PU09	0.50	8	1	0.010	0.000	0.010	0.000	0.00		
PU10	0.50	8	1	0.023	0.000	0.017	0.000	2.64	38.983	60.012
PR01	0.25	8	1	0.011	0.000	0.009	0.000	1.76		
PR02	0.20	8	1	0.024	0.000	0.016	0.000	8.79		
PR03	0.2	8	1	0.020	0.000	0.013	0.000	7.69		
PR04	0.2	8	1	0.006	0.000	0.005	0.000	1.10		
PR05	0.3	8	1	0.010	0.000	0.008	0.000	1.46		
PR06	0.2	8	1	0.010	0.000	0.007	0.000	3.30		
PR07	0.3	8	1	0.021	0.000	0.014	0.000	5.13		
PR08	0.25	8	1	0.012	0.000	0.011	0.000	0.88		
PR09	0.2	8	1	0.014	0.000	0.011	0.000	3.30		
PR10	0.2	8	1	0.009	0.000	0.006	0.000	3.30	3.669	2.745

Tabela 3. Resultado das pesagens para estimar MSLC

Ponto	Volume Filtrado (L)	Massa do Filtro Pré-Calcinado (g) - M_0	Massa Constante do Filtro Pós Filtragem (g) - M_1										Média (M_1)
			M_1 - 1° Pesagem	M_1 - 2° Pesagem	M_1 - 3° Pesagem	M_1 - 4° Pesagem	M_1 - 5° Pesagem	M_1 - 6° Pesagem	M_1 - 7° Pesagem	M_1 - 8° Pesagem	M_1 - 9° Pesagem		
PU01	0.25	0.12930	0.1397	0.1396	0.1396	0.1396	0.1396		0.1394	0.1394	0.1394	0.13940	
PU02	0.15	0.12630	0.2258	0.225	0.2252	0.225	0.2255	0.2253	0.2244	0.2245	0.2245	0.22447	
PU03	0.35	0.12910	0.1346	0.1345	0.1345	0.1347	0.1344	0.1344	0.1342	0.1343	0.1344	0.13440	
PU04	0.4	0.12860	0.1341	0.134	0.1341	0.134	0.1342	0.134	0.1341			0.13400	
PU05	0.5	0.12760	0.1357	0.1356	0.1355	0.1356	0.1356		0.1355	0.1355		0.13550	
PU06	0.3	0.12920	0.1336	0.1336	0.1336	0.1336	0.1337		0.1335	0.1335		0.13350	
PU07	0.3	0.12960	0.1328	0.1327	0.1326	0.1327	0.1327		0.1327			0.13270	
PU08	0.49	0.12880	0.1342	0.134	0.134	0.1342	0.1342		0.134			0.13400	
PU09	0.5	0.12640	0.1369	0.137	0.1369	0.1369	0.1369		0.1368	0.1368		0.13680	
PU10	0.5	0.12690	0.1309	0.1308	0.131	0.1308	0.1309	0.1309	0.1308			0.13080	
PR01	0.25	0.12690	0.1288	0.1288	0.1289	0.1288	0.1289		0.1289			0.12880	
PR02	0.25	0.12990	0.1442	0.144	0.1441	0.1441	0.1442	0.1442	0.1438	0.1439	0.144	0.14390	
PR03	0.25	0.12690	0.1315	0.1315	0.1314	0.1315	0.1315		0.1315			0.13150	
PR04	0.25	0.12680	0.1312	0.1311	0.1312	0.1311	0.1312		0.131	0.131		0.13100	
PR05	0.25	0.12710	0.1277	0.1277	0.1278	0.1278	0.1278		0.1277			0.12770	
PR06	0.25	0.12680	0.1291	0.1291	0.1292	0.1291	0.1291		0.1291			0.12910	
PR07	0.25	0.12780	0.1289	0.1289	0.1289	0.129	0.1289		0.1289			0.12890	
PR08	0.25	0.12740	0.1292	0.129	0.129	0.129	0.1292		0.129			0.12900	
PR09	0.25	0.12740	0.1338	0.1337	0.1338	0.1338	0.1339		0.1337	0.1338		0.13373	
PR10	0.25	0.12820	0.1313	0.1312	0.1314	0.1315	0.1313	0.1313	0.1311	0.1313		0.13130	

Tabela 4. Valores de MSLC para cada ponto

Ponto	Massa Seca (g.L) ($MS=M_1-M_0/S$)	Massa de Cinzas (g.L) ($Massa_{Cinzas} = M_2-M_0/S$)	Massa Seca Livre de Cinzas (g.L) ($MSLC=MS-M_{cinzas}$)	Média	Desvio Padrão
PU01	0.04040	0.02720	0.01320		
PU02	0.65444	0.58000	0.07444		
PU03	0.01514	0.00829	0.00686		
PU04	0.01350	0.00675	0.00675		
PU05	0.01580	0.00700	0.00880		
PU06	0.01433	0.00400	0.01033		
PU07	0.01033	0.00433	0.00600		
PU08	0.01061	0.00490	0.00571		
PU09	0.02080	0.01620	0.00460		
PU10	0.00780	0.00420	0.00360	0.01403	0.021414954
PR01	0.00760	0.00360	0.00400		
PR02	0.05600	0.03840	0.01760		
PR03	0.01840	0.01240	0.00600		
PR04	0.01680	0.00960	0.00720		
PR05	0.00240	-0.00040	0.00280		
PR06	0.00920	0.00440	0.00480		
PR07	0.00440	0.00040	0.00400		
PR08	0.00640	0.00040	0.00600		
PR09	0.02533	0.01880	0.00653		
PR10	0.01240	0.00280	0.00960	0.00685	0.004237959

Tabela 5. Valores do Índice Autotrófico por ponto

	IA
PU1	0.568372
PU2	0.36833
PU3	0.210087
PU4	0.261492
PU5	0.169732
PU6	0.247559
PU7	1.638682
PU8	0.928958
PU9	0
PU10	1.365568
PR1	2.275947
PR2	2.002833
PR3	0.780325
PR4	6.554727
PR5	1.911795
PR6	1.456606
PR7	0.780325
PR8	6.82784
PR9	1.982602
PR10	2.913212

Tabela 6. Parâmetros químicos medidos em cada ponto de coleta

	Nitrato	Nitrito	Fosfato	Glifosato	AMPA	Fluoreto	Cloreto	Brometo	Sulfato
	ppm/mg.L ⁻¹	ppm/mg.L ⁻¹	ppm/mg.L ⁻¹	ppm/mg.L ⁻¹	ppm/mg.L ⁻¹	ppm/mg.L ⁻¹	ppm/mg.L ⁻¹	ppm/mg.L ⁻¹	ppm/mg.L ⁻¹
PR-01	2.550	0.020	0.200	0.020	0.500	0.790	10.580	0.020	0.790
PR-02	0.270	0.020	0.200	0.020	0.500	1.880	24.450	0.020	1.120
PR-03	1.640	0.050	0.200	0.020	0.500	0.960	11.680	0.020	0.550
PR-04	0.020	0.020	0.200	0.020	0.500	1.140	8.350	0.020	0.850
PR-05	1.790	0.020	0.200	0.020	0.500	0.840	6.140	0.020	1.120
PR-06	0.020	0.020	0.200	0.020	0.500	1.330	4.810	0.020	0.180
PR-07	40.060	1.650	0.200	0.020	0.500	0.850	32.480	0.060	2.740
PR-08	0.020	0.020	0.200	0.023	0.500	1.070	3.520	0.020	0.270
PR-09	0.020	0.020	0.200	0.020	0.500	0.980	8.020	0.020	0.810
PR-10	0.020	0.020	0.200	0.020	0.500	0.970	4.920	0.020	1.010
PU-01	0.830	0.020	0.200	0.020	0.500	2.580	14.040	0.050	1.610
PU-02	65.530	0.020	0.200	0.020	0.500	1.550	77.830	0.020	0.340
PU-03	4.500	0.040	0.200	0.020	0.500	0.900	24.220	0.040	2.310
PU-04	1.420	0.020	0.200	0.020	0.500	0.840	16.350	0.040	0.510
PU-05	1.140	0.020	0.200	0.021	0.500	1.840	24.600	0.040	9.750
PU-06	0.300	0.020	0.200	0.020	0.500	1.820	14.130	0.020	20.050
PU-07	0.710	0.020	0.200	0.020	0.500	0.930	16.210	0.030	3.720
PU-08	0.020	0.020	0.200	0.020	0.500	1.220	9.290	0.040	7.070
PU-09	6.670	0.020	0.200	0.020	0.500	0.620	18.010	0.020	0.470
PU-10	19.140	0.020	0.200	0.020	0.500	0.650	41.550	0.020	3.400

ANEXO B – Figuras



Figura 04. Amostras filtradas de Massa Seca.

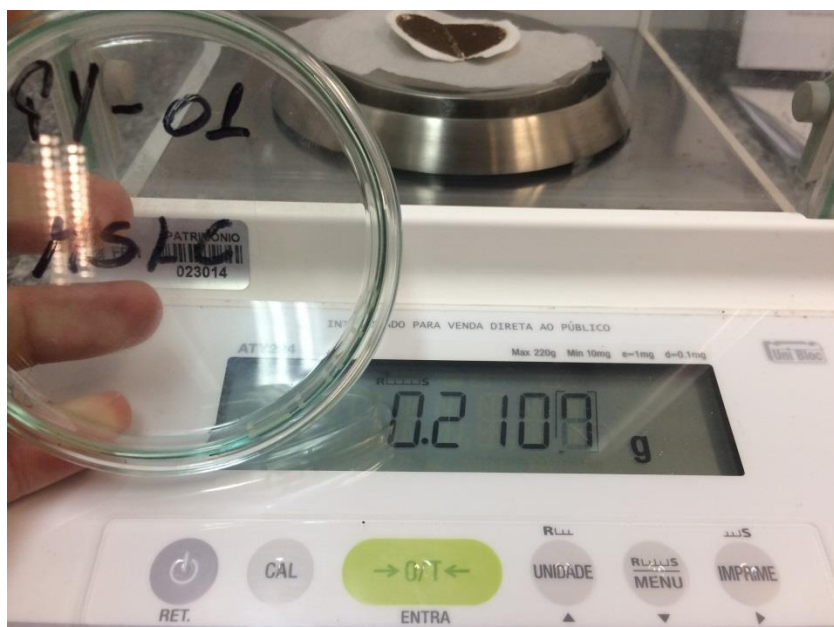


Figura 05. Pesagem das amostras de Massa Seca utilizando balança analítica.



Figura 06. Aparelho utilizado no processo de filtração das amostras.



Figura 07. Frascos escuros para armazenar amostras de clorofila a em campo.



Figura 08. Tubos cobertos para as amostras de clorofila a.



Figura 09. Processo de resfriamento para extração da clorofila a.



Figura 10. Bandeja contendo as amostras de Massa Seca, mantidas em estufa a 105°C.



Figura 11. Espectrofotômetro utilizado para análise da concentração de clorofila a.



Figura 12. Processo de obtenção da MSLC das amostras através do uso de mufla a 500°C.